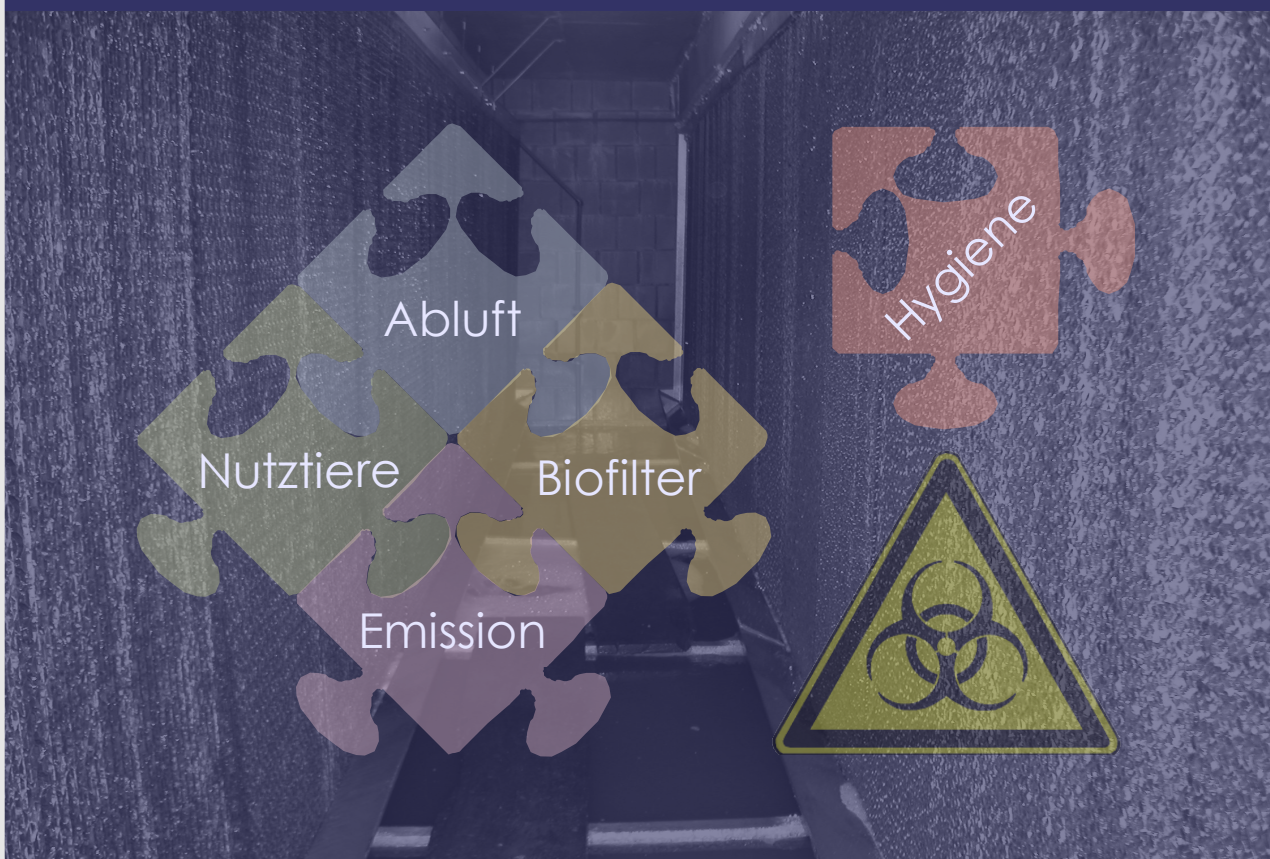


# Systemimmanente Biopartikel mit potentieller Hygienerelevanz in biologischen Abluftreinigungsanlagen der Tierproduktion

Eine erste Wirkungsabschätzung für Mensch, Tier und Umwelt unter Mitberücksichtigung ablufttechnisch unbeeinflusster Emissionen



Jens Seedorf



# Systemimmanente Biopartikel mit potentieller Hygienerelevanz in biologischen Abluftreinigungsanlagen der Tierproduktion

Eine erste Wirkungsabschätzung für Mensch, Tier und Umwelt unter  
Mitberücksichtigung ablufttechnisch unbeeinflusster Emissionen

D I S S E R T A T I O N

zur Erlangung des Doktorgrades  
der Ingenieurwissenschaften

vorgelegt von

**Jens Seedorf**

aus

Wunstorf

genehmigt von

der Fakultät für Energie- und Wirtschaftswissenschaften  
der Technischen Universität Clausthal

Tag der mündlichen Prüfung

28. Oktober 2016

### **Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar.

### **Bibliographic information published by the Deutsche Nationalbibliothek**

The Deutsche Nationalbibliothek lists this publication in the Deutsche Nationalbibliografie; detailed bibliographic data are available in the Internet at <http://dnb.dnb.de>.

Vorsitzende der Promotionskommission: Prof. Dr. rer. pol. habil. Ingeborg Wulf  
Technische Universität Clausthal

Hauptberichterstatter: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Otto Carlowitz  
Technische Universität Clausthal

1. Mitberichterstatter: Prof. Dr. rer. nat. Wolfgang Dott  
Rheinisch-Westfälische  
Technische Hochschule Aachen

2. Mitberichterstatter: Prof. Dr. agr. habil. Wolfgang Büscher  
Rheinische Friedrich-Wilhelms-  
Universität Bonn

Dissertation Clausthal 2016

Diese Dissertation steht unter folgender Creative Commons Lizenz:  
Namensnennung-Nicht-kommerziell-Keine Bearbeitungen 4.0 International (CC BY-NC-ND)

### **D 104**

© **PAPIERFLIEGER VERLAG** GmbH, Clausthal-Zellerfeld, 2017  
Telemannstraße 1 · 38678 Clausthal-Zellerfeld  
[www.papierflieger.eu](http://www.papierflieger.eu)

Urheberrechtlich geschützt, alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Wege (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2017

**ISBN 978-3-86948-566-9**







## Vorwort

Im Jahre 1997 startete ein Forschungsvorhaben, das so ganz anders war als die Projekte, die ich bisher gewohnt war durchzuführen. Da war die Rede von Biofiltern und Biowäschern und ihrem Vermögen, Abluftinhaltsstoffe zurückzuhalten und mikrobiell abzubauen. War auch das Potential des Spurengas- und Geruchsstoffabbaus in solchen Anlagen schon länger bekannt, rief die Frage, ob denn jene biologischen Abluftreinigungsanlagen auch die Heerscharen an luftgetragenen Mikroorganismen aus dem Stall auffangen würden, eher ein Achselzucken hervor. Überdies war unklar, inwiefern sogar Mehremissionen durch anlagenassoziierte belebte Bestandteile denkbar wären, was unter diesen Umständen natürlich den Einsatzzweck solcher Anlagen in gewisser Weise konterkariert; zumal unter hygienischen Gesichtspunkten. Es galt also Licht in jenes Dunkel mikrobiellen Treibens zu bringen. Doch bis zu „Erleuchtung“ waren zunächst methodische Hürden zu überwinden, befanden wir uns mit der Meßausrüstung ja gleichzeitig sowohl im trockenen Stallmilieu als auch in der feucht-nassen Umgebung der Abluftreinigung; ein Gegensatz, den es galt, durch eine Standardisierung adäquater Meßmethoden möglichst gegenstandslos zu machen, damit die erhobenen Befunde auch untereinander vergleichbar waren. Nach zahlreichen Vorversuchen gelang die Fokussierung auf eine einheitliche Methodik und so konnten zunächst im Jahre 1998 insgesamt drei verschiedene Abluftreinigungsanlagen routinemäßig beprobt und auf ihre hygienischen Zustände hin geprüft werden. Im Jahre 2000 kam dann eine vierte Anlage hinzu, die sich konstruktionstechnisch deutlich von ihren Vorgängern unterschied.

Trotz der seither verstrichenen Zeit habe ich nie das Ziel aus den Augen verloren, die gesammelten Daten kontinuierlich aufzuarbeiten, in einem ganzheitlichen Ansatz zu diskutieren und schließlich eines Tages zu veröffentlichen. Selbst nach diesen vielen Jahren erstaunt es mich, daß<sup>1</sup> es bisweilen nur wenige Ergebnisse über die hygienischen Merkmale biologischer Abluftreinigungsanlagen gibt; und das trotz steigender Anlagenzahl. Gerade in einer Zeit, in der die Landwirtschaft auf der einen Seite bei umwelthygienischen Belangen häufig mit dem Rücken zur Wand steht und auf der anderen Seite um Standortsicherung und Expansion bemüht ist, sind Erkenntnisgewinne zum *Status quo* von biologischen Abluftreinigungsanlagen umso wichtiger. Insofern hege ich die Hoffnung, daß diese Arbeit mithilft, das Fundament für ein besseres Verständnis der hygienischen Situation in biologischen Abluftreinigungsanlagen zu legen, um so der Objektivierung und Versachlichung dienlich zu sein. Trotzdem bleiben genügend Fragen offen, deren Beantwortung weiteren Untersuchungen vorbehalten sein werden, um in Zukunft unter Einbeziehung aller Ergebnisse zu einer konsensfähigen Technikfolgenabschätzung bei den biologischen Abluftreinigungsanlagen kommen zu können. Daran mitwirkend und darauf aufbauend wird besonders das Umwelt- und Gesundheitsingenieurwesen zusammen mit anderen Fachrichtungen gefordert sein, Erkenntnisgewinne im Bereich der biologischen Abluftreinigungsanlagen voranzutreiben und Optimierungsmöglichkeiten in einem interdisziplinären Ansatz aufzuzeigen – und dies womöglich nicht nur im landwirtschaftlichen Sektor.

Jens Seedorf, im Februar 2012

---

<sup>1</sup> Der gesamte Text dieser Arbeit ist nach den alten Rechtschreibregeln abgefaßt worden.





*Überall geht ein früheres Ahnen  
dem späteren Wissen voraus*

**Alexander von Humboldt**  
(14.09.1769 – 06.05.1859)



# Inhaltsverzeichnis

Kapitel 1:	<b>Einleitung und Zielsetzung</b>	<b>1</b>
Kapitel 2:	<b>Literatur</b>	<b>2</b>
Kapitel 3:	<b>Material und Methoden</b>	<b>3</b>
Kapitel 4:	<b>Ergebnisse</b>	<b>4</b>
Kapitel 5:	<b>Diskussion</b>	<b>5</b>
Kapitel 6:	<b>Schlußfolgerung</b>	<b>6</b>
Kapitel 7:	<b>Zusammenfassung / Summary</b>	<b>7</b>
Appendices		<b>A</b>
Abbildungsverzeichnis		<b>F</b>
Tabellenverzeichnis		<b>T</b>
Glossar		<b>G</b>
Danksagungen		
Nachtrag		





## Abkürzungen und Symbole

<b>a</b>	<i>annus</i> (Jahr)
<b>Abb.</b>	Abbildung
<b>ad</b>	zu
<b>Ak</b>	konventioneller Abluftkamin
<b>AGI-30</b>	<i>All-Glass-Impinger 30</i>
<b>Aq. (bi-) dest.</b>	<i>Aqua (bi-) destillata</i>
<b>BAL</b>	broncho-alveoläre Lavage
<b>bes.</b>	besonders
<b>BioAbluftRA</b>	biologische Abluftreinigungsanlage(n) bzw. -verfahren
<b>BVT</b>	beste verfügbare Techniken
<b>bzw.</b>	beziehungsweise
<b>ca.</b>	zirka
<b>CCN</b>	<i>cloud condensation nuclei</i>
<b>CF</b>	cystische Fibrose
<b>CFD</b>	<i>Computational Fluid Dynamics</i>
<b>CMD</b>	<i>Count Mean Diameter</i>
<b>CORINE</b>	<i>Coordinated Information on the Environment</i>
<b>d</b>	geometrischer Durchmesser
<b>d<sub>ac</sub></b>	aerodynamischer Durchmesser
<b>DNA</b>	<i>Desoxyribonucleic acid</i>
<b>DWD</b>	Deutscher Wetterdienst
<b>E</b>	Exponent (Zehner-), z.B. E-2 = 10 <sup>-2</sup> oder E+1 = 10 <sup>1</sup>
<b>EAA</b>	exogene allergische Alveolitis
<b>E. coli</b>	<i>Escherichia coli</i>
<b>ed., eds.</b>	<i>editor(s)</i>
<b>ELISA</b>	<i>Enzyme-linked immunosorbent assay</i>
<b>EPS</b>	extrazelluläre polymere Substanzen
<b>ESBL</b>	<i>extended-spectrum <math>\beta</math>-lactamase</i>
<b>et al.</b>	<i>et alii/aliae</i> (und andere)
<b>EU</b>	Europäische Union
<b>Fa.</b>	Firma
<b>FEV<sub>1</sub></b>	forciertes expiratorisches Volumen in 1 sec (Einsekundenkapazität)
<b>fg</b>	Femtogramm (=10 <sup>-15</sup> g)

<b>ft</b>	<i>feet</i> (Fuß, englisches Längenmaß, 1 ft = 0,3048 m)
<b>FVC</b>	forcierte Vitalkapazität
<b>ggf.</b>	gegebenenfalls
<b>GIS</b>	geographisches Informationssystem
<b>GKZ</b>	Gesamtkeimzahl, Gesamtkoloniezahl
<b>GVE</b>	Großvieheinheit (entspricht 500 kg Lebendgewicht)
<b>h</b>	Stunde(n)
<b>HACCP</b>	<i>Hazard Analysis Critical Control Point</i>
<b>Hrsg.</b>	Herausgeber
<b>HULIS</b>	<i>humic-like substances</i>
<b>i.D.</b>	im Durchmesser
<b>i.d.R.</b>	in der Regel
<b>Ig</b>	Immunglobulin(e), z.B. vom Typ M (IgM)
<b>IL</b>	Interleukin(e)
<b>IN</b>	<i>ice nuclei</i>
<b>INA</b>	<i>ice nuclei active</i>
<b>inkl.</b>	inklusiv(e)
<b>JZ</b>	Jahreszeiten
<b>Kap.</b>	Kapitel
<b>KBE</b>	Koloniebildende Einheiten
<b>KGW</b>	Körpergewicht
<b>kl.</b>	klein(e)
<b>l bzw. L</b>	Liter
<b>LAL</b>	Limulus-Amöbozyten-Lysat (-Test)
<b>LPS</b>	Lipopolysaccharide
<b>MAK</b>	maximale Arbeitsplatzkonzentration
<b>max.</b>	maximal
<b>Max</b>	Maximum
<b>mes.</b>	mesophil
<b>Min</b>	Minimum
<b>MKS</b>	Maul- und Klauenseuche
<b>MMD</b>	<i>Mass Mean Diameter</i>
<b>MPN</b>	<i>most probable number</i>
<b>MRSA</b>	Methicillin-resistenter <i>Staphylococcus aureus</i>
<b>NTM</b>	nicht tuberkulöse Mykobakterien
<b>ODTS</b>	<i>organic dust toxic syndrome</i>
<b>o.g.</b>	oben genannte
<b>PBAP</b>	<i>primary biological aerosol particles</i>

<b>PGP</b>	personengetragenes Gefahrstoff-Probenahmesystem
<b>PLC</b>	<i>Particle Loss Calculator</i>
<b>PM<sub>x</sub></b>	<i>particulate matter</i> (Partikel) mit einem cut-off von $x \mu\text{m}$
<b>pmol</b>	Pikomol
<b>PP</b>	Polypropylen
<b>PRRS</b>	<i>Porcine Reproductive and Respiratory Syndrome</i>
<b>Ps.</b>	<i>Pseudomonas</i>
<b>pv.</b>	Pathovar
<b>QMRA</b>	<i>quantitative microbial risk assessment</i>
<b>QS</b>	<i>Quorum sensing</i>
<b>r</b>	Korrelationskoeffizient
<b>R</b>	Bestimmtheitsmaß
<b>rel.</b>	relativ(e)
<b>r.F.</b>	relative Feuchte
<b>r<sub>s</sub></b>	Spearman Rangkorrelationskoeffizient
<b>s.</b>	siehe
<b>Sc.</b>	<i>Streptococcus</i>
<b>sec</b>	Sekunde
<b>s.o.</b>	siehe oben
<b>sog.</b>	sogenannte
<b>s.u.</b>	siehe unten
<b>subsp.</b>	Unterart
<b>syn.</b>	synonymisch
<b>Tab.</b>	Tabelle
<b>therm.</b>	thermotolerant
<b>TNF</b>	Tumor-Nekrose-Faktor
<b>TRBA</b>	Technische Regeln für Biologische Arbeitsstoffe
<b>TS</b>	Trockensubstanz
<b>U<sub>0</sub></b>	Strömungsgeschwindigkeit des Abluftstroms
<b>U<sub>s</sub></b>	Strömungsgeschwindigkeit in der Probenahmesonde
<b>u.a.</b>	unter anderem
<b>UT</b>	Untersuchungstage
<b>u.U.</b>	unter Umständen
<b>u.v.m.</b>	und vieles mehr
<b>VA</b>	allgemeines Synonym für nichtrostenden Stahl
<b>VBNC</b>	<i>viable but non-culturable</i>
<b>VDI</b>	Verein Deutscher Ingenieure e.V.

vgl.	vergleiche
VOC	<i>volatile organic compounds</i>
vs.	<i>versus</i>
v/v	Volumen-Volumen-Verhältnis
z.B.	Zum Beispiel
z.T.	Zum Teil
z.Zt.	Zur Zeit
≈, ~	entspricht in etwa
η	Wirkungsgrad
Θ	Aspirationswinkel
#	Platzhalter für (An-)Zahl
●	Indikatorsymbol (farbig) für Kapitelverweis im laufenden Text

# Kapitel 1

## Einleitung und Zielsetzung

	Seite
1.1 Einleitung.....	1-1
1.2 Zielsetzung.....	1-4
1.3 Quellennachweis.....	1-5

### 1.1 Einleitung

Die Abluft aus Tierhaltungen enthält eine Vielzahl von Luftverunreinigungen, zu denen Gase, Stäube und ihre Inhaltsstoffe sowie Mikroorganismen und Gerüche zählen. Diese Stoffe werden durch das Lüftungssystem der Tierställe in die Umwelt emittiert und können dort nachteilige Effekte nach sich ziehen.

#### *Ammoniak und PM<sub>x</sub>*

Nachweislich für Ammoniak, das als fermentatives Abbauprodukt tierischer Ausscheidungen (vornehmlich Harnstoff und Harnsäure) entsteht, sind in den letzten Dekaden weitreichende Wirkungen in der Umwelt nachgewiesen worden, die sich in der Azidifikation und Eutrophierung von Boden und Wasser äußern (ROELOFS u. HOUDIJK 1991, SUTTON *et al.* 1998). Daneben konzentrieren sich in jüngster Zeit die Untersuchungen auf die Beteiligung des Ammoniaks an der sekundären Partikelformation in der Atmosphäre (DÄMMGEN 2002), wodurch die Entstehung gesundheitsbedenklicher Stäube vom Typ PM<sub>2.5</sub> (*Particulate Matter with a cut-off diameter of 2.5 µm*) in den Vordergrund rücken, da diese wie auch PM<sub>10</sub> negativ auf das respiratorische und kardiovaskuläre System des Menschen wirken (LIPPMANN *et al.* 2000, WHO 1999). Erwähnenswert ist, daß in nicht urbanen Bereichen der Großteil der Feinpartikel aus Ammoniumsalzen besteht (DÄMMGEN 2002). Landwirtschaftlich geprägte Gebiete mit Tierhaltung spielen offensichtlich daher in diesem Kontext eine wichtige Rolle.

#### *Geruch und Immission*

In der Umgebung von Ställen stellen Geruchsimmissionen häufig einen Großteil der Belästigungen, physischen und psychischen Beschwerden für die Anwohnerschaft dar, warum immissionsschutzrechtlich die räumliche Abstandsdefinition zwischen Tierhaltungsanlage und nächster Wohnbebauung auf der Geruchsausbreitung basiert. In der bundesdeutschen Verwaltungspraxis kommen im Genehmigungsverfahren für bestimmte Betriebsgrößen die derzeit für Schweine und Hühner gültigen VDI-Richtlinien 3471 (1986) und 3472 (1986) zur Anwendung, um einvernehmliche Abstandsregelungen zu treffen. Im Entwurf vorliegend, soll die VDI-Richtlinie 3474 (2001) auch auf andere landwirtschaftliche Nutztiere ausgedehnt werden, um geruchsstoffbezogene Mindestabstände festschreiben zu können. Das schweizerische Gegenstück zu den besagten VDI-Richtlinien stellte anfänglich der FAT-Bericht 350 (1988) dar, der in seiner überarbeiteten Form von 1995 nunmehr als FAT-Bericht 476 Eingang in die Genehmigungspraxis bei der Feststellung und Beurteilung von Mindestabständen

von Tierhaltungsanlagen gefunden hat. Ähnlich wie der antizipierte Gutachtencharakter der bundesdeutschen VDI-Richtlinien hat der FAT-Bericht 476 den Charakter einer Richtlinie im Vollzug der LUFTREINHALTE-VERORDNUNG (1985) in der Schweiz.

#### *BVT und Nationaler Bewertungsrahmen*

In Landesteilen mit ausgeprägt großer Viehdichte und vorrückender Wohnbebauung verursachen die geruchsbezogenen Abstandsregelungen immer mehr Probleme, da bei Anlagenerweiterungen oder beantragten Stallneubauten die Mindestabstände häufig nicht mehr eingehalten werden können. Das damit verbundene Konfliktpotential beruht einerseits darauf, daß Anwohner der Ausdehnung weiterer Stallanlagen versuchen entgegenzutreten und andererseits Landwirten Möglichkeiten der betrieblichen Expansion geebnet werden sollen. Dies erfordert neben raumplanerischen Lösungen auf administrativer Ebene immer häufiger auch Emissionsminderungsmaßnahmen. Solche Maßnahmen können durch die Definition sog. „Bester Verfügbaren Techniken (BVT)“ zur Emissionsreduktion beitragen, wie es zur Umsetzung der EU-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) vorgesehen ist (EU 1996). Es handelt sich hierbei maßgeblich um umweltschonende Tierhaltungsverfahren und Fäkaltechnologien, die einen Emissionsminderungserfolg erbringen sollen, indem bereits die Entstehung der umweltrelevanten Stoffe im Stall minimiert wird. Da jene Verfahren durchaus im Konflikt zu den Anforderungen einer tiergerechten Aufstallung stehen können, wurde in Deutschland im sog. *Nationalen Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren* der Stand des Wissens in der KTBL-Schrift 446 (2006) zusammengetragen, um die Notwendigkeit einer Balancierung von Erfordernissen im landwirtschaftlichen Umwelt- und Tierschutz zu verdeutlichen.

#### *Immissionschutz und Abluftreinigung*

Abluftreinigungsverfahren sind eine alternative Maßnahme zur Emissionsminderung, um Belange des Umweltschutzes zu treffen und wurden seither in der VDI 3471 und 3472 wie auch in den FAT-Berichten 350 und 476 als eine Option angesehen, das Ausmaß an Geruchsemissionen soweit einzuschränken, wie es für ortsspezifische Bedingungen zur Erteilung einer Stallbaugenehmigung notwendig ist. Abluftreinigungstechniken sind zudem unabhängig vom jeweiligen Tierhaltungssystem einsetzbar, setzen jedoch eine Zwangsbelüftung des Stalles voraus. Für die Landwirtschaft ausschließlich praktikabel sind z.Zt. biologische Abluftreinigungsverfahren bzw. -anlagen (BioAbluftRA), um befriedigende Minderemissionen an Gerüchen, Ammoniak und Staub unter vermeintlich akzeptablen betriebswirtschaftlichen Bedingungen zu gewährleisten (BRUNNER 2008, KTBL-Schrift 451 2006). Solche Verfahren für die Landwirtschaft können durchaus auf eine längere Anwendungsgeschichte zurückblicken (SCHIRZ 1991, SCHOLTENS u. DEMMERS 1991, SPAHR 1986, VAN GEELLEN u. VAN DER HOEK 1977). Seitdem haben sich Verfahrensvarianten wie Biofilter, Biowäscher, Rieselbettreaktoren, Chemowäscher oder auch Kombinationen dieser Biotechnologien etabliert.

#### *Rückhaltevermögen für Luftinhaltsstoffe*

Für die häufig eingesetzten Biofilter werden Rückhalteeffizienzen von Gerüchen in Abhängigkeit von den rohgasseitigen Geruchsstoffkonzentrationen zwischen 41% (SIEMERS u. VAN DEN WEGHE 1997) und max. 99% angegeben (HOLSTE u. MANNEBECK 1997). Hohe Abscheidungsgrade des Biofilters von bis zu 90% für Ammoniak sind nur in Kombination mit Filterbettbefeuchtung oder Naßabscheidung zu erwarten (SIEMERS u. VAN DEN WEGHE 1997).



### ...wie Gerüche und Ammoniak

Biowäscher zeigten für Gerüche Reduktionsraten zwischen 61 und 89% und für Ammoniak maximal 36% (LAIS *et al.* 1997), wogegen in einer Studie das Rückhaltevermögen für Ammoniak in einem Biowäscher auch mit 54% angegeben wurde (DONG *et al.* 1997). Untersuchungen an einem Rieselbettreaktor erbrachten für Gerüche Reduktionen von durchschnittlich 54% während des Winterbetriebes und 28% im Sommer. Derselbe an einem Mastschweinestall betriebene Reaktor minderte während des Winterbetriebes die Ammoniaklast von maximal 9,0 ppm im Rohgas auf 1,2 ppm im Reingas (JENSEN u. HANSEN 2006). Nach MELSE und OGINK (2005) konnten niederländische säurebasierte Chemowäscher Ammoniak um durchschnittlich 96% reduzieren, wogegen Rieselbettreaktoren es auf durchschnittlich 70% brachten. Beide Abluftreinigungssysteme zeigten für Gerüche Reduktionsleistungen von durchschnittlich 27% bzw. 51%. Parameterbezogene Schwankungsbreiten der berichteten Rückhalteeffizienzen sind häufig auf unterschiedliche verfahrenstechnische Konzepte in den jeweiligen Biofilter- und Biowäscher-Anlagen zurückzuführen.

### ...und für Stäube

Sind für Gase und Gerüche die Wirkungsgrade vielfach dokumentiert worden, so besteht eine gewisse Unsicherheit, inwiefern biologische Abluftreinigungsanlagen ebenfalls als technisches Konzept für die Reduktion von biogenen Partikeln aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung gelten können. Ergebnisse von mehr als 80% Staubreduktion in der Abluft von Mastschweineställen weisen durchaus auf ein Reduktionspotential partikulärer Stoffe in biologischen Abluftreinigungsanlagen hin (SIEMERS u. VAN DEN WEGHE 1997). Dennoch können die besagten Abluftreinigungssysteme wegen ihrer auf mikrobiologischen Prozessen beruhenden Arbeitsweise selbst zu nennenswerten Emittenten werden. Neben einer relativ zum Rohgas veränderten qualitativen Zusammensetzung, können Reingase gleichwohl auch höhere Gehalte an Stäuben, Staubinhaltsstoffen oder Mikroorganismen, summarisch als sog. Bioaerosole bezeichnet, enthalten als die Rohgase selbst. Erfahrungsberichte aus Untersuchungen an Biofiltern, die in Kompostierungsanlagen der Abfallwirtschaft eingesetzt wurden, konnten nämlich zeigen, daß diese Abluftreinigungsanlagen mehr Pilze emittieren können als ursprünglich mit dem Rohgas in die Anlage hineingetragen wurden (RABE u. BECKER 2000, SEEDORF 2000).

### Bioaerosole und Gesundheit

Zunehmend richten sich gesundheitliche Bedenken der Anwohnerschaft auch gegen die unter konventionellen Betriebsbedingungen aus der Nutztierhaltung emittierten Bioaerosole, weil Infektionsrisiken (Zoonosen), Allergisierungen oder auch Verschlechterungen der Lebensqualität in dem Teil der Bevölkerung befürchtet werden, der bereits an Allergien oder Asthma leidet. Berichte über in der Nutztierhaltung vorkommende belebte und unbelebte Kontaminanten sowie deren Anreicherung in Luft, Fest- und Flüssigmist als auch im Wasser zeigen, wie entsprechende Reststoffströme zu Expositionsrisiken werden können (COLE *et al.* 2000, PELL 1997). Sollten wie oben für Biofilter von Kompostierungsanlagen aufgezeigt ebenfalls Anreicherungen von partikulären Stoffen im Reingas der Abluftvolumenströme von Tierhaltungen auftreten, geriete die Nutztierhaltung weiter unter Druck. Es ist daher zunehmend wichtig, neben den Zielen der Geruchs- und Ammoniakreduktion auch Abschätzungen über das hygienische Risiko der Partikelemissionen aus der biologischen Abluftbehandlung insgesamt ins Visier zu nehmen.

*Expositionen im Aufenthaltsbereich*

Da zukünftig im Zuge gesteigerter Erfordernisse im Umwelt- und Immissionsschutz mit einer vermehrten Errichtung biologischer Abluftreinigungsanlagen in der Landwirtschaft zu rechnen ist (HAHNE 2006), wird der ordnungsgemäße Betrieb zunehmend auch von regelmäßigen (behördlichen) Inspektionen, Wartungs- und Reparaturmaßnahmen begleitet sein, um die gesetzten Umweltstandards, die mit der Abluftreinigung einhergehen, aufrechtzuerhalten. Gänzlich unbeantwortet in diesem Zusammenhang ist die Frage, inwiefern arbeitshygienisch relevante Expositionen von Bioaerosolen bei Servicetätigkeiten an den Abluftreinigungsanlagen auftreten können und dadurch Personen, wie Landwirte als Betreiber oder Arbeitnehmer von Wartungsfirmen, Gesundheitsrisiken ausgesetzt sind. Aber auch Personenkreise, die periodische Überwachungsuntersuchungen zur Überprüfung der Funktionstüchtigkeit durchführen, wären hier als potentiell exponierte Personengruppe beispielhaft anzusprechen.

*Anlagenhygiene und Lebensmittelsicherheit*

Neben der umwelt- und arbeitshygienischen Problemstellung wirft die räumliche Nähe zwischen BioAbluftRA und Stall außerdem die Frage auf, inwieweit die in der Praxis gängigen BioAbluftRA auch ein Besiedlungsrefugium für lebensmittelhygienisch bedeutsame Erreger darstellen und jene durch vektorgebundene Übertragungswege eine Infektion bei Nutztieren bedingen könnten. Diese Fragestellung ist nicht von unerheblicher Tragweite, da die EG-VO 853/2004 zur Lebensmittelhygiene von Primärproduzenten den Schutz vor Kontamination im Rahmen der allgemeinen Hygienevorschriften fordert. Durch die Schaffung neuer Lebensräume in den BioAbluftRA ist nicht sicher auszuschließen, daß bestimmte, durchaus auch den Lebensmittelpathogenen zuzurechnende Keime hier eine potentielle ökologische Nische finden.

Wesentliche Teile der dargebotenen Befunde in dieser Arbeit sind im Rahmen eines EU-Forschungsvorhabens<sup>1)</sup> und eines industriellen Forschungsauftrages<sup>2)</sup> in den Jahren 1997 bis 2000 erhoben worden. Hierzu wurden mit biologischen Abluftreinigungsanlagen ausgestattete Stallungen der Mastschweine- und Jungmasthühnerhaltung untersucht.

## 1.2 Zielsetzung

*Status quo der Anlagenhygiene*

Die vorliegende Arbeit charakterisiert die aerobiologischen und besonders die aquatisch geprägten mikrobiologischen Verhältnisse in vier unterschiedlichen biologischen Abluftreinigungsanlagen der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Zu diesem Zweck werden die Erörterungen schwerpunktmäßig in einer Bestandsaufnahme des Hygienestatus vereint und die Gefahrenpotentiale anlagenassoziiierter Biopartikel unter Berücksichtigung der Zweckmäßigkeit der eingesetzten Untersuchungsmethoden hervorgehoben. Daraus lassen sich insgesamt die folgenden wissenschaftlichen Zielsetzungen ableiten, auf die erstmals anlässlich eines Vortrages am 11. April 2008 aufmerksam gemacht wurden (siehe letzte zwei Seiten des Kapitels 1 – Vortragsflyer):

<sup>1)</sup> Ziel 5b Förderung der Europäischen Union und des Land Niedersachsen der BR Deutschland „Verbesserung der ökologischen/haltungstechnischen/ethologischen Produktionsbedingungen in der Veredelungswirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Verringerung luftgetragener Emissionen“.

<sup>2)</sup> Dr. Siemers Umwelttechnik GmbH, Ingenieurbüro für landwirtschaftliche Planung und Entwicklung, Lönningen, BR Deutschland

Worum es geht...

1. Aussagen über die Eignung der eingesetzten Untersuchungsmethoden und Meßstrategien zur Erfüllung der gestellten Monitoring-Aufgaben an Tierställen mit biologischen Abluftreinigungsanlagen (**Methodenreflexion**).
2. Bestimmung von Roh- und Reingaskonzentrationen für ausgewählte Bioaerosolkomponenten biologischer Abluftreinigungsanlagen, ihr Abscheideverhalten und ihre mögliche Umweltrelevanz im Kontext zur allgemeinen Emissionssituation in der Nutztierhaltung (**Umwelthygiene**).
3. Charakterisierung humanhygienisch relevanter Mikroorganismen und deren potentielle Bedeutung für in oder an Abluftreinigungsanlagen agierende Personen (**Arbeitshygiene**).
4. Ausblick auf die theoretische Bedeutung von biologischen Abluftreinigungsanlagen für die Lebensmittelsicherheit in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung (**Tierproduktionshygiene**).

### 1.3 Quellennachweis

BRUNNER (2008): Abluftreinigungsverfahren zur Minderung von Ammoniak- und Geruchsemissionen aus Intensivtierställen – Erfahrungen in der Schweiz und Perspektiven, Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, BAFU, Bern, Schweiz, [www.bafu.admin.ch/luft/00632/00640/index.html?lang=de](http://www.bafu.admin.ch/luft/00632/00640/index.html?lang=de)

COLE, D.; TODD, L.; WING, S. (2000): Concentrated swine feeding operations and public health: A review of occupational and community health effects. *Environmental Health Perspectives*, 108, 685-699.

DÄMMGEN, U. (2002): Fine particles and their constituents in Germany - results of denuder filter measurements. *Landbauforschung Völkenrode*, 235, 181-188.

DONG, L.; HEBER, A.J.; PATTERSON, J.A.; STOBEL, B.R.; JONES, D.D.; SUTTON, A.L. (1997): Bioscrubber for removing ammonia from swine house exhaust air. *Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 529-536.

EG-VO 852/2004: Verordnung (EG) Nr. 852/2004 des europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über Lebensmittelhygiene, 19 S.

EU (1996): Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung.

FAT-Bericht 350 (1988): Empfehlungen für Mindestabstände von Tierhaltungsbetrieben. Eidgenössische Forschungsanstalt für Betriebswirtschaft und Landtechnik, Tänikon, Schweiz, 12 S.

FAT-Bericht 476 (1995): Mindestabstände für Tierhaltungsanlagen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Betriebswirtschaft und Landtechnik, Tänikon, Schweiz, 16 S.

JENSEN, T.L.; HANSEN, M.J. (2006): A biotrickling filter for removing ammonia and odour in ventilation air from a unit with growing-finishing pigs. *Proceedings of the Workshop on Agricultural Air Quality*, 5-8 June, Potomac, Maryland, USA, 844-846.

HAHNE, J. (2006): Stand der Verfahrenstechnik der Abluftreinigung in der Praxis. In: Emissionen in der Tierhaltung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), KTBL-Tagung vom 5.-7. Dezember 2006, Bildungszentrum Kloster Banz, KTBL-Schrift 449, 241-251.

HOLSTE, D.; MANNEBECK, H. (1997): Biologische Abluftreinigung zur Verminderung von Geruchsemissionen. In: Geruchsemissionen aus der Landwirtschaft, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, BR Deutschland, KTBL Arbeitspapier 244, 94-100.

KTBL-Schrift 446 (2006): Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren. Methode zur Bewertung von Tierhaltungsanlagen hinsichtlich Umweltwirkungen und Tiergerechtigkeit. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, Deutschland, 778 S.

KTBL-Schrift 451 (2006): Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen. Verfahren - Leistungen - Kosten. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, Deutschland, 86 S.

LAIS, S.; HARTUNG, E.; JUNGBLUTH, T. (1997): Reduction of ammonia and odour emissions by bioscrubbers. *Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 533-536.

LIPPMANN, M.; ITO, K.; NÁDAS, A.; BURNETT, R.T. (2000): Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations. *Research Report Health Effects Institute*, 95, 5-82.

LUFTREINHALTE-VERORDNUNG (1985), 814.318.142.1, vom 16. Dezember 1985, Stand: 01. Januar 2009, Schweiz, 92 S.

MELSE, R.W.; OGINK, N.W.M. (2005): Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 48, 2303-2313.

PELL, A.N. (1997): Manure and microbes: Public and animal health problem ? *Journal of Dairy Science*, 80, 2673-2681.

RABE, R.; BECKER, M. (2000): Emissionen von Pilzsporen aus Biofiltern von Kompostwerken. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 60, 168-170.

ROELOFS, J.G.M.; HOUDIK, A.L.F.M. (1991): Ecological effects of ammonia. In: Odour and ammonia emissions from livestock farming; Nielsen, V.C.; Voorburg, J.H.; L'Hermite, P. (eds.), Elsevier Applied Science, London, 10-16.

SCHIRZ, S. (1991): Practical application of bioscrubbing technique to reduce odour and ammonia. In: Odour and ammonia emissions from livestock farming; Nielsen, V.C., Voorburg, J.H., L'Hermite, P. (eds.), Elsevier Applied Science, London, UK, 82-91.

SCHOLTENS, R., DEMMERS, T.G.M. (1991): Biofilters and air scrubbers in the Netherlands. In: Odour and ammonia emissions from livestock farming; Nielsen, V.C., Voorburg, J.H., L'Hermite, P. (eds.), Elsevier Applied Science, London, UK, 92-96.

SEEDORF, J. (2000): Bestimmung des Abscheideverhaltens von Bioaerosolen in einer biologischen Abluftreinigungsanlage. *Gesundheitsingenieur*, 121, 129-137.

SIEMERS, V.; VAN DEN WEGHE, H. (1997): Bewertung unterschiedlicher Naßabscheider/Biofilterkombinationen hinsichtlich der Minderung der Ammoniak-, Geruchs- und Staubemission aus einstreulosen Mastschweineställen und deren Wirtschaftlichkeit. *Tagungsband zur 3. Internationalen Tagung Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung*, 11.-12. März, Kiel, BR Deutschland, 491-498.

SPAHR, N.S. (1986): Zur Entwicklung der biologischen Abluftreinigung. Eine Literaturübersicht aus tierärztlicher Sicht. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 76 S.

SUTTON, M.A.; LEE, D.S.; DOLLARD, G.J.; FOWLER, D. (1998): Introduction atmospheric ammonia: emission, deposition and environmental impacts. *Atmospheric Environment*, 32, 269-271.

VAN GEELEN, M.A., VAN DER HOEK, K.W. (1977): Odour control with biological air washers. *Agriculture and Environment*, 3, 217-222.

VDI 3471 (1986): Emissionsminderung. Tierhaltung-Schweine. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Ausgabe Juni 1986, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 19 S.

VDI 3472 (1986): Emissionsminderung. Tierhaltung-Hühner. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Ausgabe Juni 1986, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 16 S.

VDI 3474 (2001): Emissionsminderung. Tierhaltung-Geruchsstoffe. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), März 2001, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, Entwurf, 115 S.

WHO (1999): Health risk of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Preliminary Assessment. Task Force on Health Aspects of Long Range Transboundary Air Pollution, World Health Organization, Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Bilthoven Division, 56 S.





Fachhochschule Osnabrück  
University of Applied Sciences

Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur

So waren neben vergleichbaren Luftgehalten an Mikroorganismen und Endotoxinen im Reingas und in den Nassabscheiderheiten auch ähnlich große Keimantenspektren bestimmbar gewesen, wie diese im Prozesswasser der untersuchten BioAbluft gefunden wurden. Wird dabei berücksichtigt, dass Beschäftigte in Kläranlagen über Symptome wie **Fieber, Husten, Kopfschmerzen, Übelkeit** oder **Diarrhoe** klagen (z.B. Latinen et al. 1994), sind solche Affektionen u.U. auch im Einflussbereich von BioAbluft denkbar. In Anbetracht der bisher festgestellten mikrobiellen Vielfalt in BioAbluft, dürfte damit gerechnet werden, dass es weitere hygienisch relevante Mikroorganismen zu berücksichtigen gibt. Die Affinität zu aquatischen Systemen, eine große Toleranz gegenüber Temperaturschwankungen oder die Assoziation zu Biofilmen rücken beispielsweise **nicht tuberkulose Mykobakterien (NTM)** oder **Legionellen** als Auslöser von Hypersensitivitätspneumoniden oder der Legionärskrankheit hierbei in den Fokus. Die Entdeckung dieser Erreger in BioAbluft wird u.a. von der Präsenz etwaiger **Amöben** (Abb. 3) abhängig sein, die als „Trojanische Pferde“ die endosymbiotische Lebensweise der besagten Bakterien bedingen.

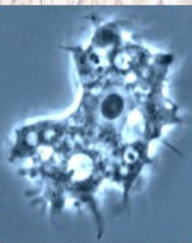


Abb. 3: Amöbe mit Zellkern, Vakuolen und Pseudopodien der Gattung *Acanthamoeba* spp.

Bildnachweis:  
fracas.wordpress.com

**Lebensmittelsicherheit.** Die räumliche Nähe zwischen BioAbluft und dem Stall wirft die Frage auf, inwieweit die sog. Reingase aus den Anlagen zur Kontamination des Stalles beitragen können. Direkter Winddruck oder auch windinduzierte Reizkulationen der staltnahen Außenluftvermögen Einträge von aus der BioAbluft emittierten Mikroorganismen über das Zuluftsystem des Stalles zu bedingen. Es ist zukünftig zu prüfen, ob Zoonoseerreger wie **Salmonellen** oder **Campylobakterien** in BioAbluft einen Hort der Vermehrung und Kumulation finden und durch Vektoren, wie z.B. den Wind, Nutztiere im Stall infizieren.

## 5. Zusammenfassung

- Erfreuliche reingasseitige Konzentrationsanreicherungen gegenüber dem Rohgas sind temporär zu beobachten (► **Umwelthygiene**)
- Die Luft in den Nassabscheidern der BioAbluft weisen hohe Gesamtkeimzahlen und Endotoxine auf (► **Arbeitsschutz**)
- Das mikrobiell angereicherte Prozesswasser wie auch die räumliche Nähe der BioAbluft zur Tierhaltung selbst, könnte vektorabhängige Infektionsketten bedingen (► **Lebensmittelsicherheit**)
- Zur Absicherung der geschilderten Hypothesen sind weitergehende Untersuchungen notwendig

**Kontakt:** Prof. Dr. J. Seedorf  
Fachhochschule Osnabrück  
Oldenburger Landstr. 24  
49090 Osnabrück  
Tel.: (0541) 969 5212  
E-mail: J.Seedorf@fh-osnabrueck.de

## Biologische Abluftreinigung - Segen oder die Buchse der Pandora ?

Jens Seedorf

Fachbereich Tierhygiene und Lebensmittelsicherheit

### 1. Einleitung

Immissionsschutzrechtliche Auflagen fordern geeignete Luftreinhaltemaßnahmen für die landwirtschaftliche Tierhaltung. Zur Erfüllung dieser Belange wird verstärkt auf den Einsatz von Abluftreinigungsanlagen (BioAbluft) gesetzt, um Umwelt und Anwohner vor nachteiligen Stoffen zu schützen. Ein umfassender Klärungsbedarf besteht allerdings bei den mikrobiologischen Wirkungsgraden wie auch über anlageninterne Expositionen und Hygienrisiken gegenüber systemimmanenten Mikroorganismen. Der Vortrag möchte hierzu nach einer Einführung zur Anlagenfunktion ausgewählte Aspekte anhand von Praxisuntersuchungen vorstellen und Hypothesen zur Diskussion stellen.

### 2. Funktionalität und Anlagendesign

Für die Funktion der biologischen Abluftreinigung werden anorganische und organische Trägermaterialien verwendet, die von der Stallluft durchströmt werden und als Trägermedium für den Aufwuchs von Biofilmen dienen. Diese Biozönose unterschiedlichster Arten von Mikroorganismen sorgt nach stofflicher Sorption mit ihren Stoffwechselleistungen für die Degradation und Mineralisation der unerwünschten emittierten Luftinhaltsstoffe des Stalles.

Vortrag an der Universität Hohenheim  
11. April 2008





Die Anlagentypen können grundsätzlich untergliedert werden in Biofilter (VDI 3477) sowie Biowäscher und Rieselbettektoren (VDI 3478). Daneben existieren noch sog. Chemowäscher, die durch Säurezusatz gasförmige Bestandteile im Abluftstrom reduzieren. Durch kaskadenartige Aneinanderreihung der o.g. Verfahrensprinzipien sind zudem 2- bis 3-stufige Kombinationsanlagen in der Praxis verfügbar. Die geforderte Reinigungseffizienz für Staub und Ammoniak liegt bei 70 bis 90%. Reingasgerüche sollten einen Wert von 300 Geruchseinheiten (GE) pro m³ nicht überschreiten.

3. Praxisuntersuchungen

**Material und Methoden.** Untersucht wurden ein Biofilter, ein Rieselbettektor und eine 3-stufige Kombi-Anlage, die jeweils bis zu 13-mal im Jahr besucht wurden. Zur Probenahme kamen Impinger (AGI-30) zum Einsatz, mit denen eine Kumulation partikulärer Luftbestandteile in eine flüssige Puffervorlage vorgenommen wurde. Reingasseitig wurden hierzu zwischen einer und vier Probenahmestellen im Stall und auf der Reingasseite ebenfalls bis zu vier Meßpositionen definiert. Die Abbildung 1 gibt von der Versuchsanordnung auf der Reingasseite einen Eindruck wieder. Optisch-basierte Partikelzählungen, mikrobiologische Kultivierungen und biochemische Differenzierungen sowie Endotoxinanalysen sorgten für die nähere Spezifizierung unbelebter und belebter Partikel. Zur Ermittlung des Wirkungsgrades wurden Partikel-, Luftkeim- und Endotoxingehalte von Zu- und Abluft bilanziert. Regelmäßig genommene Prozesswasserproben wurden ebenfalls mikrobiologisch charakterisiert.

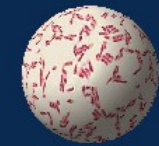


Abb. 1: Beprobungsstellen auf dem Rieselbettektor eines Mast Schweinestalles.

**Ergebnisse.** Für alle Anlagen konnten über weite Strecken insgesamt signifikante Reduktionen von Partikeln und Gesamtkeimen beobachtet werden. Gemessen an einzelnen Probenahmetagen waren jedoch z.T. erhebliche Aufkonzentrierungen im Reingas um Faktor 3 bis 8 aufspürbar gewesen. Ein Beispiel für Minimierungen (+%) und Anreicherung (-%) findet sich in Tabelle 1.

Tab. 1: Wirkungsgrade (%) der Kombi-Anlage

Tag	Partikel	Ges.-Keime	Mes. Pilze	Etox
1	83,8	98,3	97,9	n.n.
2	97,2	99,1	73,1	n.n.
3	92,2	94,5	85,6	81,2
4	93,0	96,9	74,9	92,9
5	95,1	95,4	95,2	80,5
6	83,1	89,9	76,7	180,9
MW	91	96	91	69

MW: Mittelwert; Ges.: Gesamt; Mes.: Mesophil Etox: Endotoxine; n.n.: nicht nachweisbar



Im Prozesswasser waren an Gesamtkeimen bis etwa 48 Mio. KBE/ml festzustellen, die durch Gehalte an Enterobacteriaceae von rund 70.000 KBE/ml begleitet wurden. Endotoxin-konzentrationen zwischen 7.500 und 45.000 EU pro ml weisen ferner auf eine hohe Kumulation Gram-negativer Bakterien hin. Daneben war eine bemerkenswerte mikrobielle Diversität im Prozesswasser nachweisbar, die eine Reihe von Bakterien zum Vorschein brachte, denen eine opportunistische Pathogenität zugesprochen werden kann. So wurde beispielsweise *Burkholderia cepacia*, *Klebsiella pneumoniae* oder *Pseudomonas aeruginosa* gefunden.

4. Hygienefrisiken

**Expositionsrisiken für den Menschen.** Zur Einschätzung eines realen Hygienefrisikos in BioAbflur bieten sich Vergleiche mit Abwasserbehandlungsanlagen (Abb. 2) an, da diese hinsichtlich der Freisetzung biologischer Aerosole und mikrobieller Diversität deutliche Parallelen zu den hier gezeigten Umfeldbedingungen aufweisen.



Abb. 2: Sandfang einer Kläranlage.





# Kapitel 2

## Literatur

	Seite
2.1 Biopartikel als Bioaerosole in der Stalluft.....	2-2
2.1.1 Stäube.....	2-2
2.1.2 Staubinhaltsstoffe.....	2-5
2.1.3 Mikroorganismen.....	2-8
2.2 Gesundheitliche Wirkungen von Bioaerosolen.....	2-9
2.2.1 Untersuchungen an Probanden.....	2-9
2.2.2 Epidemiologische Erhebungen.....	2-11
2.2.3 Gesundheitliche Bedeutung von Bioaerosolen in humid-aquatisch geprägtem Umfeld.....	2-12
2.3 Emissionen von Bioaerosolen aus der Tierhaltung.....	2-13
2.3.1 Quellstärken für luftgetragene Biopartikel.....	2-13
2.3.2 Verfrachtungsentfernungen und umwelt- hygienische Gefahrenabschätzungen.....	2-15
2.4 Technik der biologischen Abluftreinigung.....	2-18
2.4.1 Biofilter.....	2-20
2.4.2 Rieselbettreaktoren.....	2-23
2.4.3 Biowäscher.....	2-24
2.4.4 Kombinationsanlagen.....	2-25
2.4.5 Verfahrensvarianten im Vergleich.....	2-28
2.5 Probenahme- und Meßmethoden für Bioaerosole.....	2-31
2.5.1 Mechanische Sammelverfahren.....	2-32
2.5.2 Optische Meßverfahren.....	2-34
2.5.3 Probenahmen in strömenden Gasen.....	2-34
2.6 Quellennachweis.....	2-35

## 2.1 Biopartikel als Bioaerosole in der Stallluft

### Basischarakterisierung

Partikuläre Luftinhaltsstoffe gehören im Umfeld von Stallungen zweifelsohne zu den markantesten und merkmalsreichen Objekten, für die CAMBRA-LÓPEZ *et al.* (2010) eine kurzweilige Übersicht liefert. Biopartikel setzen sich aus unbelebten und belebten Bestandteilen zusammen. Die Partikel haben einen biologischen Ursprung und entwickeln eine biologische Aktivität. In einer Gasphase stellen Biopartikel sog. Bioaerosole dar. Für den unbelebten Anteil steht der sog. Staub. Laut MAK-Liste (DFG 2001) sind Stäube disperse Verteilungen fester Stoffe in Gasen, entstanden durch mechanische Prozesse oder durch Aufwirbelung (s.u.). Stäube gehören zusammen mit Rauchen und Nebeln zu den Aerosolen. Die belebten Bestandteile des Staubes umfassen die Gruppe der Mikroorganismen, wie Bakterien, Pilze, Viren, Milben oder auch Protozoen. Unbelebte als auch belebte Partikel treten als gemeinsames Agglomerat in der Luft auf, denn ca. 80% der luftgetragenen Mikroorganismen sind an Partikel angelagert und bilden mit ihnen sog. Cluster (MÜLLER *et al.* 1977). Die Partikel können gleichermaßen als Vehikel und Substrat dienen. Die Mikroorganismen sind selbst in der Lage, durch ihre Stoffwechselprodukte (z.B. Mykotoxine) oder Zellbestandteile (z.B. Endotoxine) die Qualität eines Bioaerosols in Form von Staubinhaltsstoffen zu prägen. Demnach muß einem Bioaerosol ein Potential der Infektiosität, Allergisierung, Toxizität oder auch pharmakologischer Wirkung zugesprochen werden. Die Partikelgrößen solcher Bioaerosole reichen im Allgemeinen von 0,5 bis 100 µm (HIRST 1995).

### 2.1.1 Stäube

#### Komposition des Stallstaubes

Beim Stallstaub nimmt das Futter eine wesentliche quantitative Rolle ein (PEARSON u. SHARPLES 1995). Mit einem Anteil von 80 bis 90% am Schwebstaub stellt es gewöhnlich die größte Fraktion im Bioaerosol der Stallluft. Als weitere Quellen kommen die Einstreu (55 bis 68%) sowie die Tiere (2 bis 12%) durch Abschilferungen von Hautschuppen, Haaren und Federn in Frage. AARNINK *et al.* (1999) stellten mikroskopisch neben im Staub vorhandenen Futterbestandteilen hauptsächlich Hautpartikel mit mehr als 10% Anteil im Luftstaub eines Schweineabteils mit Teilsalpenboden fest, wobei der Beitrag der Fäzes an der Staubzusammensetzung mit 1 bis 3% angegeben wird. Andere Angaben messen den Fäkalien einen Anteil von 2 bis 8% zum Gesamtstaubaufkommen zu (HARTUNG 1986), wogegen FEDDES *et al.* (1992) in Putenställen Fäkalbestandteile in Form von verdautem Futter und Harnsäurekristalle als Hauptbestandteil luftgetragenen Staubes ausmachten. Auch das Stallinventar kommt als weitere Quelle (z.B. Holzabrieb) in Frage. Eine kleine Menge Staub kommt natürlicherweise von außen in den Stallraum hinein (DAWSON 1990). Das Staubaufkommen in der Luft hängt von den grundlegenden Prozessen der Staubbildung und -elimination ab. Je nach Gleichgewichtslage dieser Dynamik wird das Ausmaß der Staubkonzentrationen bestimmt. Sind es bei der Stauffreisetzung hauptsächlich mechanische Kräfte, die ursächlich zur aerogenen Staubaureicherung beitragen (z.B. Einstreuen, Fütterung), so wird die Elimination von Stäuben durch Ventilation, Sedimentation oder Einatmung von Mensch und Tier verursacht. Das gravitative Absinken von Staubpartikeln wird dabei nicht zuletzt auch von deren Größe mitbestimmt. Nach MEHLHORN (1979) können für Teilchendurchmesser von 10 bis 50 µm Sinkgeschwindigkeiten von 0,6 bis 15 cm sec<sup>-1</sup> angesetzt werden,

#### Partikelgröße und Gravitation

wobei für Partikelgrößen von 0,5 bis 10 µm die Schwebefähigkeit durch sehr geringe Sinkgeschwindigkeiten von  $0,6 \text{ bis } 2 \times 10^{-3} \text{ cm sec}^{-1}$  unterstützt wird.

*Sedimentation,  
Reentrainment,  
Impaktion und  
Nukleation*

Die Kinetik des Staubes betreffend lassen sich ferner partikelvergrößernde Anlagerungsprozesse zwischen den Teilchen in der Luft beobachten, die schließlich die Schwebefähigkeit der Staubpartikel zunehmend mindern und damit die Sedimentationsneigung steigern. Die Sedimentation ist insofern reversibel, als das z.B. eine temporäre Ablagerung von Staub auf festen Oberflächen durch dispergierende Vorgänge wiederum aufgehoben werden kann (z.B. Tieraktivität), so daß eine Rückkehr von Staubpartikeln in den Luftraum erfolgt. Dieser Mechanismus wird auch als *Reentrainment* bezeichnet (HARTUNG 1997). Physikalische Kräfte basierend auf Brown'scher Molekularbewegung, elektrischen Ladungseigenschaften der Partikel, thermischer Gradientenbildung im Luftraum, Absorption elektromagnetischer Wellen, laminarer und turbulenter Strömung sowie Mechanismen wie die Impaktion (= Aufprall) und Interzeption (= Einfangen bzw. Abfangen) nehmen Einfluß auf das Schicksal luftgetragener Partikel (Cox 1995a, NICHOLSON 1995). Im aerogenen Stadium erfolgen zudem Nukleations- und Denukleationsvorgänge, die zu größeren und kleineren Partikelclustern führen können.

*Aerodynamischer  
Partikeldurch-  
messer*

Nicht nur für die Sedimentationseigenschaften, sondern auch für die Penetrationstiefe in den Respirationstrakt nach Einatmung spielt die Partikelgröße eine entscheidende Rolle. Häufig wird zur inhalationsphysikalischen Charakterisierung der Staubpartikel der aerodynamische Durchmesser  $d_{ae}$  verwendet, der näherungsweise als

$$d_{ae} \approx d \sqrt{\rho c} \quad (1)$$

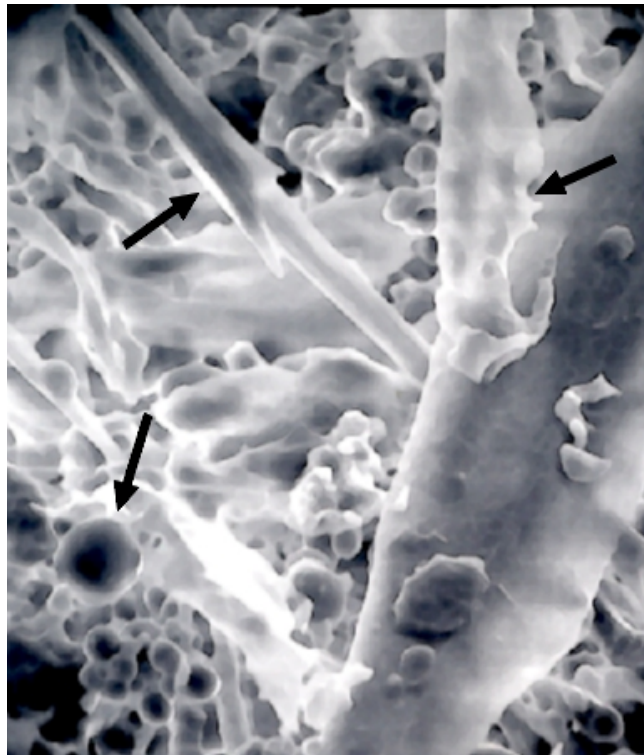
angegeben wird, wobei  $d$  der geometrische Durchmesser,  $\rho$  die Dichte und  $c$  einen Korrekturfaktor darstellt, der infolge der Brown'schen Molekularbewegung vor allem für Partikel mit einem Durchmesser von  $< 0,5 \text{ µm}$  zu berücksichtigen ist (MUHLE 1994). Obwohl  $d_{ae}$  für Teilchen beliebiger Form und Dichte Gültigkeit haben soll, wird definitionsgemäß der Durchmesser auf eine Kugel mit einer Dichte von  $1,0 \text{ g cm}^{-3}$  bezogen. Eine solche Kugel soll zudem die gleiche Sinkgeschwindigkeit in ruhender und strömender Luft aufweisen (DFG 2001). Besitzen Partikel vieler anorganischer Stäube, wie z.B. Quarze, Ähnlichkeiten in Form und Größe, so zeigen Stallstäube jedoch einen ausgeprägten Polymorphismus (**Abb. 1**). Neben der stofflichen Zusammensetzungsart sind Abweichungen der Dichte von  $1,0 \text{ g cm}^{-3}$  auch durch den mikrobiellen Gehalt des Stallstaubes denkbar. So zitiert Cox (1987) einen Dichtebereich von 0,9 bis  $1,3 \text{ g cm}^{-3}$  für von Mikroorganismen geprägte Partikel.

*Dichte des Stall-  
staubes*

*Inspiration und  
Deposition im  
Atemtrakt*

Genannt wurde bereits die Bedeutung der Partikelgröße für die Eindringtiefe in den Atemtrakt. Inhalationstoxikologisch ist es daher zweckmäßig, anhand von Partikelgrößengrenzen diejenigen Partikeldimensionen zu definieren, die eine bestimmte potentielle Reichweite und Depositionswahrscheinlichkeit im Atemtrakt besitzen. Um dem Rechnung zu tragen, wurden hierzu zusammen mit der meßtechnischen Erfäßbarkeit definierter Partikelgrößen entsprechende Partikelgrößenklassen konventionsgemäß festgelegt. Diese teilen sich in Anlehnung an die DIN EN 481 (1993) in eine einatembare, thoraxgängige und alveolengängige Fraktion auf. Gemessen an einem 50%-igen Abscheidegrad der unterschiedlichen

Staubfraktionen im Respiationsapparat, umfaßt der einatembare Staub Partikel bis zu einer Größe von 100 µm, der thorakale Anteil Teilchen bis 10 µm und der alveolengängige Bereich Staubb Bestandteile bis 4 µm.



**Abb. 1:** Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von Luftstaub aus einem Jungmasthühnerstall zur Darstellung des partikulären Polymorphismus. Zu erkennen sind neben sphärischen (z.B. Sporen) wie auch faserigen Bestandteilen (z.B. Federn) unregelmäßig geformte Partikel (z.B. Salzkristalle, siehe Pfeile).

#### *Partikelgrößen- verteilung*

Aus dieser inhalationsbiologisch relevanten Aufstellung ersichtlich, kommt der Kenntnis über die Partikelgrößenverteilung im Luftstaub eine bedeutende Rolle zu. Als beispielhaft für das hohe mengenmäßige Auftreten kleiner Partikel können die Untersuchungen von VAN WICKLEN und YODER (1988) gelten, die zeigten, daß für einen Meßbereich von 0,3 bis 10 µm der Anteil der Partikelgrößen von 0,3 bis 0,5 µm bei etwa 84% lag. Ähnlich hohe Anteile von 94% für Partikel < 10 µm konnte PEDERSEN (1992) in Mastschweineställen belegen. Daneben können die unterschiedlich auftretenden Partikelgrößen im Staub aber auch entsprechend ihrem Masseanteil an der Gesamtstaubmasse prozentual gewichtet werden. So ergab sich für einen Partikelgrößenbereich von 0,43 bis 0,65 µm in Schweineställen ein Masseanteil von 0,5%, in Masthähnchenhaltungen von 0,3%. Demgegenüber stehen 44,5% bzw. 61,4% für Partikelgrößen von > 9,0 µm (AARNINK *et al.* 1999). Damit wird klar, daß Konzentrationsangaben von Aerosolen massespezifisch ( $\text{mg m}^{-3}$ ) oder durch die Anzahl der Partikel ( $n$ ) pro Volumeneinheit angegeben werden können ( $n \text{ m}^{-3}$ ) und sich der relative Umfang partikelgrößenfraktionierter Stäube in der Stallluft zwischen den Bezugssystemen *Masse* und *Anzahl* grundsätzlich umgekehrt verhält. Diese Unterscheidung ist auch deswegen wichtig, weil die

Wirkung der Partikel im Atemtrakt u.U. nicht masseproportional, sondern mit der Anzahlkonzentration steigen kann. Dies ist zumindest für die sog. Ultrafeinstäube mit Partikelgrößen  $< 0,1 \mu\text{m}$  ein wichtiger Pathogenitätsfaktor (DFG 2001, OBERDÖRSTER *et al.* 1995).

#### *Nutztier- abhängige Staub- gehalte*

Der Umfang der in Tierhaltungssystemen angetroffenen Staubgehalte läßt sich für verschiedene Nutztierarten charakterisieren. So weisen nach einer nordeuropäischen Studie Rinderställe die geringsten Konzentrationen an einatembaren und alveolengängigen Stäuben auf. Mit durchschnittlich  $0,38$  bzw.  $0,07 \text{ mg m}^{-3}$  liegen diese um das 5,8-fache bzw. 3,3-fache unterhalb der Befunde in Schweineställen, in denen einatembare Staubkonzentrationen von  $2,19 \text{ mg m}^{-3}$  und alveolengängige Partikelgehalte von  $0,23 \text{ mg m}^{-3}$  gefunden wurden. Die höchsten Konzentrationen für beide Staubfraktionen konnten mit  $3,60$  bzw.  $0,45 \text{ mg m}^{-3}$  in Hühnerställen gemessen werden (TAKAI *et al.* 1998).

#### *Einflußfaktoren auf das Staub- aufkommen*

Die angegebenen Werte werden durch Haltungssysteme und von der zeitlichen Auflösung der Messungen beeinflusst. Je nach Einstreueregime und -pflege können entsprechende Stallungen höhere Staubkonzentrationen aufweisen als nicht eingestreute Ställe (NANNEN u. BÜSCHER 2008), wie auch die Haltungsart an sich (z.B. Käfig- vs. Bodenhaltung beim Geflügel) ihren Einfluß ausspielt (JUST *et al.* 2009). Auch die Fütterung spielt eine Rolle, nachdem mehlartige Futtermittel in Schweineställen höhere Staubbelastungen verursachten als Flüssigfuttermittel (HARTMANN *et al.* 1986). Bekannt sind auch die auf Tieraktivität beruhenden Konzentrationsschwankungen (NANNEN u. BÜSCHER 2006). So sind unter Lichteinfluß und damit bei grundsätzlich höherer Tieraktivität größere Luftgehalte zu messen als während der Dunkelphasen (z.B. CALVET *et al.* 2009). Mit durchschnittlich  $5,5 \text{ mg m}^{-3}$  während der Beleuchtungsphase und mit  $2,6 \text{ mg m}^{-3}$  bei Dunkelheit war dies deutlich in einem Masthähnchenstall zu beobachten (ELHUSSEIN u. VAN DEN WEGHE 1999). Zeitlich begrenzte Expositionsspitzen während der Fütterung von etwa  $25 \text{ mg m}^{-3}$  im Mastschweinestall (HINZ u. LINKE 1998a) oder auch bis zu  $100 \text{ mg m}^{-3}$  in einem Pferdestall sind mit geeigneten, hoch zeitaufgelösten online-Meßgeräten nachvollziehbar (ZEITLER-FEICHT *et al.* 1991).

## 2.1.2 Staubinhaltsstoffe

Die qualitative Beschreibung des Staubes dient nicht zuletzt dazu, Aufschlüsse über die Gründe biologischer Effekte nach Einwirkung auf Rezipienten zu erhalten. In einem ersten Schritt läßt sich die grundsätzliche Stoffzusammensetzung durch die Einteilung des Staubes in anorganischen oder organischen Staub festlegen, obgleich die unter Kapitel • 2.1.1 erwähnten Herkünfte des Stallstaubes bereits dessen primär organische Natur beschreiben.

#### *Weender Analyse des Staubes*

Die Fraktionierung der Trockensubstanz in Rohproteine zeigte, daß beim Schweinestallstaub fast 31% (ZEITLER 1988) und beim Hühnerstallstaub sogar bis 50% auf diesen Staubanteil entfällt (HARTUNG 1983). Rohfette, Rohfasern und N-freie Extraktstoffe wie Polysaccharide und lösliche Zucker, bilden weitere organische Komponenten im Stallstaub (AENGST 1984).



<i>Endotoxine und biologische Wirkung</i>	<p>Biologisch wirksam und analytisch im Staub nachweisbar sind die Endotoxine, die ubiquitär vorkommen. Es handelt sich hierbei hauptsächlich um Zerfallsprodukte aus der äußeren Zellmembran Gram-negativer Bakterien, obwohl nach DUTKIEWICZ <i>et al.</i> (1992) auch eine aktive Abschnürung von Zellmembranfragmenten durch die Bakterienzelle zu beobachten ist, so daß auch hierüber eine Endotoxinfreisetzung möglich ist. Zentraler Bestandteil dieser Endotoxine sind die Lipopolysaccharide (LPS), deren Lipid A-Komponente der Träger der Toxizität ist (MILTON 1995). Durch die Vielzahl Gram-negativer Bakterienarten in der Umwelt, kann auch die strukturelle Variabilität als ähnlich groß angesehen werden, was bereits HELANDER <i>et al.</i> (1980) unter Beweis stellen konnten, indem sie chemisch-analytisch ermittelte Strukturunterschiede von Endotoxinen mit variierenden inhalationsbedingten Toxizitätserscheinungen bei Meerschweinchen in Zusammenhang brachten. Allein unter den <i>Enterobacteriaceae</i> wies Lipid A von <i>Escherichia coli</i> und <i>Salmonella</i> spp. ein unterschiedliches Induktionsvermögen auf, in humanen Monozyten die Produktion des Tumor-Nekrose-Faktors (TNF) zu stimulieren (RIETSCHEL <i>et al.</i> 1993). Damit ist auch bereits die primäre Zielzelle angesprochen, mit denen Endotoxine in Wechselwirkung treten. Zirkulierende und gewebsständige Makrophagen werden, vermittelt über ein Lipopolysaccharid-Bindungsprotein (LBP), nach Endotoxinkontakt zur Freisetzung unterschiedlichster Mediatoren (z.B. Interleukine) veranlaßt, was zu systemischen Wirkungen wie Fieber, Verbrauchskoagulopathien oder Schockgeschehnissen führen kann (RIETSCHEL <i>et al.</i> 1993). Lokale Reaktionen im Respirationstrakt sind vornehmlich durch den entzündungsfördernden Charakter der Endotoxine geprägt.</p>
<i>Toxizitätsträger Lipid A</i>	
<i>Aerogene Endotoxin-konzentrationen</i>	<p>Der Umfang der in der Nutztierhaltung angetroffenen Endotoxin-Luftgehalte ist ähnlichen Variationen unterworfen wie beim Staub. Die tagsüber ermittelten Konzentrationen an einatembaren Endotoxinen beliefen sich in Rinderställen auf durchschnittlich 25,2 ng m<sup>-3</sup>, gefolgt von Schweinehaltungen mit 145,4 ng m<sup>-3</sup> und Anlagen mit Legehennen und Masthähnchen mit 823,1 ng m<sup>-3</sup>. Diese Werte korrespondierten auf Basis der alveolengängigen Endotoxine mit aerogenen Gehalten von 2,6, 13,0 und 46,6 ng m<sup>-3</sup> (SEEDORF <i>et al.</i> 1998).</p>
<i>β-(1,3)-Glukane</i>	<p>Neben bakteriellen Zellwandbestandteilen existieren bei Pilzen ebenfalls zellwandständige Komponenten, die biologisch kompetent sind. Die sog. β-(1,3)-Glukane stellen eine Verkettung von Glukose-Monomeren dar. Das dadurch entstehende Polymer kann durch Seitenketten eine sehr variable Ultrastruktur erhalten. Hiervon ist die biologische Aktivität der Glukane ganz wesentlich abhängig, wie auch vom Molekulargewicht, dem Grad der Verzweigungen und der Herkunft der Glukane (LEVETIN 1995, YOUNG <i>et al.</i> 1998). Glukane zeigen immunmodulatorische Effekte, die u.a. auch als Anti-Tumor-Effekt durch Freisetzung von TNF-α zum Tragen kommen. Wie den Endotoxinen können den Glukanen aber auch inflammatorische Eigenschaften zugesprochen werden, die besonders bei Koexistenz von Endotoxinen zu synergistischen Wirkungsmuster neigen (FOGELMARK <i>et al.</i> 1994).</p>
<i>Mykotoxine</i>	<p>Pilze bzw. Schimmelpilze sind nicht nur wegen ihrer wirksamen Strukturstoffe relevant, sondern sie bilden verschiedene Sekundämetaboliten in ihrem Stoffwechsel, die den Antibiotika, Alkaloiden u.a. zugeordnet werden können. Mykotoxine stellen in diesem Reigen die wohl wichtigsten Agentien dar, da ihnen eine toxische Wirkung anheim zu stellen ist, die sich in vielen Fällen auch auf kanzerogene Eigenschaften bezieht (WESTENDORF 1994). Sind Schimmelpilzkontaminationen hauptsächlich lebensmittel- und futtermittel-</p>



hygienisch von Bedeutung (Mykotoxikosen), finden sich toxinbildende Pilzarten auch als aerogene Stallkontaminanten (THIEMANN 1992). Besonders im Zuge von Lungenmykosen wirken die Mykotoxine immunsuppressiv, warum dies auch als wichtiger Pathogenitätsfaktor angesehen wird. Das Gliotoxin, als Vertreter immunmodulatorisch wirkender Mykotoxine (BONDY u. PESTKA 2000), übernimmt bei der Aspergillose des Wirtschaftsgeflügels eine solche immuntoxische Funktion (RICHARD 1997).

#### *Aflatoxin und Ochratoxin im Staub*

Aufgrund der besagten Agglomeratbildung zwischen Mikroorganismen und Staubpartikel, sind daher Mykotoxin-Nachweise im Staub selbst zu erwarten. So finden sich schon frühzeitig Angaben bei JESENSKA *et al.* (1981), die in Proben sedimentierten Staubes aus zwei Lebensmittelbetrieben Aflatoxin-bildende *Aspergillus flavus*-Stämme isolieren konnten. Konkrete Angaben zum Mykotoxingehalt in Staubproben aus Schweineställen finden sich bei SELIM *et al.* (1998), die bis zu 5.100 ng Aflatoxin B<sub>1</sub> pro Gramm Staub nachweisen konnten. In Getreidestaubproben wurden dagegen im Mittel nur 0,0005 µg g<sup>-1</sup> an Ochratoxin A gefunden (KRYSIŃSKA-TRACZYK *et al.* 2001).

#### *Pollen, Milben und Co. mit allergener Potenz*

Aeroallergene sind ebenfalls im Staub auffindbar. Es liegt nahe, Pollen als die wohl mit potentesten luftgetragenen Allergene an erster Stelle zu nennen (z.B. Heuschnupfen). Besonders in eingestreuten Ställen muß mit höheren Gehalten an Pollen gerechnet werden, die durch saisonal bedingten Pollenflug natürlicherweise über das Lüftungssystem zusätzlich in den Stall gelangen. Wird es schwierig sein, die Ursache einer Pollinose eindeutig einem Stall oder der Außenluft anzulasten, gibt es konkretere Angaben zur Bedeutung von Milbenallergenen. In landwirtschaftlichen Betrieben sind es besonders die Vorratsmilben wie z.B. *Lepidoglyphus destructor*, die im Asthmageschehen als beruflich relevante Allergene in der Landwirtschaft gelten können (KROIDL *et al.* 1994). Ergänzt wird diese Aufzählung durch weitere Aeroallergene, die als Proteine in bovinen Epithelzellen und Urin vorkommen (YLÖNEN *et al.* 1992), als Rinderhaarallergen eine Sensibilisierung mit Asthmafolgerscheinungen verursachen (HINZE *et al.* 1996) oder als Bestandteile von Insekten fallweise eine Rhinitis auslösen können (TEE *et al.* 1985).

#### *Staubbürtiges Histamin*

Eine weitere Gruppe eindeutig chemisch charakterisierbarer Stoffe stellen die biogenen Amine dar, von denen das Histamin als das wirksamste gilt, weil es bronchokonstriktorisch wirkt. Staubgetragene Histaminkonzentrationen von durchschnittlich 11,8 pmol m<sup>-3</sup> wurden in Kuhställen gefunden (KULLMAN *et al.* 1998). Die Bedeutung aerogener Histamine ist nicht ganz klar, obwohl in einem Fallbeispiel Histamin in Koexistenz mit Endotoxinen als Ursache abnormer respiratorischer Befunde angesehen wurde (SIEGEL *et al.* 1991). Außerdem produzieren eine Reihe von Mikroorganismen Histamin (DEVALIA *et al.* 1989), warum eine strikte Trennung zwischen primärer Histaminwirkung durch die zum Staubaufkommen im Stall beitragenden Materialien (z.B. Einstreu, Futtermittel) und sekundärem, erst am Gewebe-assoziierten Besiedlungsort der Mikroorganismen (Atemtrakt) einsetzenden Histamineffekt nur schwer unterschieden werden kann.

## 2.1.3 Mikroorganismen

### Beladung des Staubes mit Keimen

Mit den Staubpartikeln werden Bakterien, Pilze, Viren oder auch Protozoen in die Luft transportiert, wo sie ein Konglomerat bilden. Der Staub selbst fungiert dadurch als Vehikel. Besonders klar wird dieses Faktum dadurch, daß sich im Staub  $2,1 \times 10^6$  (MARTIN *et al.* 1996) bis etwa  $10^8$  koloniebildende Einheiten (KBE) pro Gramm Staub nachweisen lassen (AENGST 1984), die zum größten Teil an Partikeln mit einer Größe von 3 bis 15  $\mu\text{m}$  haften (CARPENTER 1986).

### Dominanz Gram-positiver Bakterien

Qualitativ setzen sich die luftgetragenen Bakterien in Rinder-, Schweine- und Geflügelställen zu etwa 80% aus Staphylokokken und Streptokokken zusammen. Schimmelpilze und Hefen nehmen einen Anteil von mehr als 1% ein (HARTUNG 1994), wobei Gram-negative Bakterien bis zu etwa 5% anteilig an der Gesamtzahl kultivierbarer Bakterien beteiligt sein können (ZUCKER *et al.* 2000) und der Nachweis von z.T. großen Mengen an Endotoxinen auch geeignet ist, nicht mehr vermehrungsfähige Gram-negative Bakterien indirekt existentiell nachzuweisen (s.o.). Nach Tierarten getrennt konnte HARTMANN (1980) zeigen, daß in Schweine- und Hühnerställe außerdem aerobe und anaerobe Sporenbildner und *Pseudomonas* spp. vorkommen.

### Pilze und ihre Diversität

Pilze sind ubiquitär vorkommende Saprophyten, die organisches Material abbauen. Nicht umsonst finden sich häufig in Einstreumaterialien wie Stroh große Mengen dieser belebten Partikel, warum diese unter bestimmten Bedingungen als Aeroallergene oder gar als Auslöser von Mykosen wirken können, da diese Pilze auch in den luftgetragenen Zustand versetzt werden. Aus diesem Grund sind die Untersuchungen von VISSIENNON (1999) besonders interessant, der als häufigste Pilzart *Aspergillus fumigatus* in Hühnereinstreu finden konnte und hierfür Gehalte von bis zu  $1,3 \times 10^7$  KBE  $\text{g}^{-1}$  Trockensubstanz (TS) in der Einstreu und bis zu  $3,3 \times 10^6$  KBE  $\text{g}^{-1}$  TS in Sedimentationsstaubproben ermitteln konnte. Als Produzent von Mykotoxinen und potentieller Auslöser von Aspergillosen wird die hygienische Bedeutung der besagten Pilzart ganz deutlich, zumal in Rechnung zu stellen ist, daß durch Vorgänge wie das Reentrainment von sedimentierten Staub entsprechend hohe Gehalte in der Luft erwartet werden dürfen. Nach HINZ und KRAUSE (1987) sind außer *Aspergillus fumigatus* andere gattungsverwandte Aspergillen wie auch ferner *Penicillium* spp., *Scopulariopsis* spp., *Cladosporium* spp., *Acremonium* spp., *Mucor* spp., *Alternaria* spp., *Trichothecium* spp. und *Monocilium* spp. mit der Nutztierhaltung in Verbindung zu bringen. Wegen der geringen Größe von etwa 3  $\mu\text{m}$  vieler Pilzsporenarten (CLARKE 1987a) gelangen sie zudem im Zuge der Atemtätigkeit in die tiefen Regionen des Respirationstraktes. Als Folge lang andauernder Pilzexpositionen können sich auf diese Weise chronisch obstruktive Pulmonalerkrankungen ausbilden, die besonders bei Pferden eine bekannte und häufiger auftretende Erkrankung darstellen (CLARKE 1987b).

### 'Resource Allocation Theory' und Infektionsabwehr

Anhaltspunkte über die Anwesenheit pathogener Erreger in der Stallluft lassen sich im Allgemeinen erst durch eine Artdifferenzierung herleiten. Nichtsdestotrotz verursacht bereits die ubiquitäre und opportunistische Mikroflora eine dauerhafte immunologische Auseinandersetzung am Ort ihres Kontaktes mit dem Gewebe (z.B. Schleimhäute), so daß hierfür vom Nutztier Energiere Ressourcen für die Abwehr der Keime aufzuwenden sind (siehe z.B. RAUW *et al.* 1998). Dieser Umstand wirkt sich produktionsdepressiv in der Nutztierhaltung aus (Stallmüdigkeit) und kann bei einem Ungleichgewicht in der Tier-Keim-Interaktion schließlich auch zur Infektionshaftung führen.

*Thermophile  
Aktinomyzeten  
und Zoonosen*

Aber nicht nur Infektionen, sondern auch allergisch-entzündliche Geschehnisse durch bestimmte in der Stallluft angetroffene Mikroorganismen sind von Bedeutung. So haben CORMIER *et al.* (1990) in Schweineställen die für die Initialisierung der exogenen allergischen Alveolitis (Farmer-Lunge) verantwortlichen Keime vom Typ *Saccharopolyspora rectivirgula* teilweise nachweisen können. Eine Übersicht der primär veterinärmedizinisch relevanten und aerogen übertragbaren Erkrankungen findet sich bei WATHES (1995), wobei auch Zoonose-Erreger wie *Streptococcus suis* (Meningitis), *Staphylococcus aureus* (Wundinfektionen), *Erysipelothrix rhusiopathiae* (Rotlauf), *Coxiella burnetii* (Q-Fieber) oder auch *Toxoplasma gondii* (Toxoplasmose) genannt sind.

*Mikrobielle  
Belastung der  
Stallluft*

Die Höhe und Varianz kulturell nachweisbarer Mikroorganismen wird im wesentlichen neben der ursprünglichen Menge ihres Auftretens auch vom Verhältnis zwischen vereinzelbarer und als Cluster vorliegender Keimagglomerate sowie von ihrer Überlebensfähigkeit im luftgetragenen Zustand abhängig sein. Neben Spurengasen, Strahlung oder auch Luftfeuchtigkeit spielt die Temperatur hier eine Rolle, wie BUTERA *et al.* (1991) anhand einer signifikant negativen Korrelation zwischen Stalltemperatur und aerogener Gesamtkeimzahl zeigen konnten. Trotz dieser Einflüsse lassen sich üblicherweise noch erhebliche Mengen an Bakterien und Pilzen nachweisen. Auf Basis des dekadischen Logarithmus können mit Gesamtkeimzahlen von  $\log 6,43 \text{ KBE m}^{-3}$  in Masthähnchenställen,  $\log 5,1 \text{ KBE m}^{-3}$  in Schweinehaltungen und  $\log 4,3 \text{ KBE m}^{-3}$  in Rinderställen in etwa die zu erwartenden Mengen in der Stallluft verschiedener Tierarten abgeschätzt werden. Sehr viel enger liegen vergleichsweise die festgestellten mesophilen Pilzkonzentrationen, die lediglich zwischen  $\log 3,7 \text{ KBE m}^{-3}$  und  $\log 4,0 \text{ KBE m}^{-3}$  in der Nutztierhaltung schwankten (SEEDORF *et al.* 1998).

## 2.2 Gesundheitliche Wirkungen von Bioaerosolen

*Methodische  
Ansätze zur  
Effekt-  
beschreibung*

Sind im Kapitel • 2.1 neben der Beschreibung der Bioaerosole in Ställen auch bereits ansatzweise Hinweise auf die gesundheitliche Bedeutung der Partikel gegeben worden, soll im nun folgenden Kapitel das mit der Stallatmosphäre einhergehende Expositionsrisiko präzisiert werden, das sich unter den Arbeitsbedingungen im Stall deutlich variabel darstellen kann (CROOK *et al.* 2008). Dabei können Untersuchungen unterschieden werden, in denen gezielt an Probanden die Effekte stallbezogener Bioaerosolkomponenten getestet wurden oder aber epidemiologische Studien, z.B. Fall-Kontroll-Untersuchungen, die auf die Feststellung signifikanter Einflüsse auf die respiratorische Gesundheit hinzielten. Neben diesen ariden Umweltbedingungen im Stall soll schließlich auch auf den Bioaerosolstatus humider Umgebungen eingegangen werden und auf welche Weise diese mit bestimmten ausgewählten Krankheitsbildern beim Menschen in Zusammenhang zu bringen sind.

### 2.2.1 Untersuchungen an Probanden

*Staubinduzierte  
Rhinitis*

Eingeatmete Partikel kommen zuerst mit der Nasenschleimhaut als Teil des Atemtraktes in Berührung. Es lag daher nahe, Expositionsversuche in diesem anatomisch definierten Bereich vorzunehmen. Um die Wirkung von Endotoxinen

zu beurteilen, instillierten NOWAK *et al.* (1994) Endotoxin-haltigen Sedimentationsstaub in die Nase von Probanden und quantifizierten anschließend Entzündungsindikatoren, wie Zellzahl, neutrophile Granulozyten, Albumin- und Myeloperoxidase-Konzentration in der nasalen Lavage. Diese Vorgehensweise hatte spätestens 3 und 6 Stunden *post applicationem* ein Anstieg aller vier Indikatoren zur Folge. SIGSGAARD *et al.* (2000) schlußfolgerten sogar, daß Endotoxine die potentesten Auslöser von Entzündungen in der Nasenmukosa sind, dargelegt durch signifikante Zunahmen von Zytokinen, neutrophilen Granulozyten, Lymphozyten und Albumin in der Nasallavage.

*Endotoxineffekt  
in der Lunge*

Neben der Gewinnung der nasalen Lavageflüssigkeit, bildet die Gewinnung einer bronchoalveolären Lavage-Flüssigkeit (BAL) die Möglichkeit, auch für die tieferen Bereiche des Atemtraktes Erkenntnisse über aerogene Noxeneinwirkungen zu sammeln. Um die Endotoxin-Einwirkung am gesunden menschlichen Probanden zu testen, inhalierten menschliche Probanden eine definierte Menge vernebelten Lipopolysaccharids. Die LPS-Deposition in der Lunge verursachte einen nahezu 100-fachen Anstieg an neutrophilen Granulozyten und eine Verdreifachung der Lymphozyten-Gehaltes in der BAL. Außerdem zeigten die Alveolarmakrophagen eine signifikant reduzierte Phagozytoseaktivität gegenüber opsonierten Hefezellen (SANDSTRÖM *et al.* 1992).

*Kombinations-  
effekte*

Die alleinige Fokussierung auf Einzelkomponenten, wie sie im Stallstaub vorkommen, birgt das Problem, monokausale Wirkmuster zu eruieren, obgleich der Staub polyfaktoriell aufgebaut ist und Kombinationseffekte sehr wahrscheinlich sind. Es ist daher nur konsequent, möglichst unter realistischen Bedingungen, Expositionsversuche durchzuführen. Darum wählten MALMBERG und LARSSON (1993) zur Darstellung des direkten Einflusses des Stallstaubes auf die respiratorische Gesundheit sechs gesunde Probanden aus, die in einem belegten Schweinestall (700 Tiere, 80-110 kg KGW) den atmosphärischen Bedingungen zwischen 2 und 5 Stunden exponiert waren. In dieser Zeit wurden Schweine durch eine Wägebbox getrieben. Um die bronchiale Hyperreagibilität nach der Exposition zu belegen, wurde die staubinduzierte Sensibilitätssteigerung mit Hilfe eines Methacholin-Provokationstestes überprüft. Die mittlere kumulative Dosis, die notwendig war, um eine 20%-ige Abnahme des forcierten expiratorischen Volumens in 1 Sekunde (FEV<sub>1</sub>) zu erzeugen, betrug 3,1 mg vor der Staubexposition, 0,13 mg 6 Stunden nach Exposition und 0,99 mg eine Woche später. Das mittlere FEV<sub>1</sub> nahm um 5% ab, was als eindeutiges Zeichen obstruktiver Veränderungen in den Atemwegen zu werten ist. Einige Probanden zeigten ferner Fieber, Kopfschmerzen und körperliches Unbehagen.

*FEV<sub>1</sub>-  
Abnahme bei  
Arbeiten im  
Stall*

*Zytokinfrei-  
setzung nach  
Staubexposition*

WANG *et al.* (1997) konzentrierten sich auf die durch Schweinestaub provozierten Zytokinfreisetzungen in der Lunge. Nach der Staubexposition gingen u.a. ausgeprägte Entzündungen in den oberen und unteren Atemwege der Probanden mit vielfachen Konzentrationssteigerungen von IL-1a, IL-1b, IL-6 und TNF-a in der nasalen und bronchoalveolären Lavage einher. Zellulär war eine 40- bis 50-fache Anreicherung von Granulozyten in der Lavageflüssigkeit festzustellen.

## 2.2.2 Epidemiologische Erhebungen

### *Symptome und Beschwerden bei Tierhaltern*

Die Verknüpfung beobachteter krankhafter Symptomatiken und veränderter Lungenfunktionsdaten, verursacht durch bestimmte Aufenthaltsorte, sowie deren lufthygienische Charakterisierung geben Hinweise auf das Risikopotential solcher mit gesundheitlichen Beeinträchtigungen einhergehender Umgebungen. Allein Symptome wie Husten, Atemnot, Brustschmerzen oder auch geschwollene Nasalschleimhäute, die mit einer singulären Häufigkeit zwischen 3,0 und 16,7%, in Kombination bis auf 28,0% bei Schweinehaltern anstiegen (BROUWER *et al.* 1986), stützen den negativen Einfluß der Stallbioaerosole. Später berichtete BROUWER (1987) von regionalen Unterschieden, nachdem die Prävalenz respiratorischer Symptome sogar bis auf 71% hochschnellte. Neben diesen subjektiv empfundenen Symptomen waren im Vergleich zu einer Kontrollgruppe in einer kanadischen Studie signifikante Zunahmen in der Prävalenz der chronischen Bronchitis bei Arbeitern in der Schweinehaltung und damit assoziierte Abnahmen der FEV<sub>1</sub> ersichtlich gewesen (CORMIER *et al.* 1991).

### *Schweinehalter mit bronchialer Hyperreaktivität und chronischer Bronchitis*

Eine dänische epidemiologische Studie mit 1.685 befragten Landwirten konnte die Schweinehaltung mit arbeitsmedizinischer Relevanz identifizieren: Höhere Inzidenz gegenüber Asthma und chronischer Bronchitis sowie Niesen während der Stallarbeit (IVERSEN *et al.* 1988). Auf dieser Studie aufbauend, zeigten IVERSEN *et al.* (1989) eindeutige Belege für stallassoziierte verminderte Lungenfunktionen bei Landwirten mit respiratorischen Symptomen gegenüber denen, die keine gesundheitlichen Klagen äußerten. Eine durch Histamin provozierte bronchiale Hyperreaktivität wurde dabei durch ein vermindertes FEV<sub>1</sub> deutlich, das bei Landwirten auftrat, die insbesondere an Niesen, Kurzatmigkeit oder auch an Husten litten.

### *Lungenfunktionsbeeinträchtigung bei Schweinehaltern*

Eine dreijährige Langzeitstudie von VOGELZANG *et al.* (1998) untersuchte den Einfluß durchschnittlich gemessener einatembarer Staub- (2,63 mg m<sup>-3</sup>) und Endotoxingehalte (105 ng m<sup>-3</sup>) auf das FEV<sub>1</sub> von 171 Schweinehaltern. Zwischen der jährlichen Abnahme des FEV<sub>1</sub> und dem Grad der Endotoxinexposition konnte ein signifikanter Zusammenhang hergestellt werden. Eine Zunahme der Endotoxinkonzentration um Faktor 2 führte zu einer FEV<sub>1</sub>-Abnahme von 19 ml pro Jahr.

### *...bei Geflügelhaltern*

Mit einer Prävalenz von 38% wurden obstruktive Ventilationsstörungen auch bei in der Geflügelhaltung beschäftigten Personen gefunden, wobei das FEV<sub>1</sub> der exponierten Männer signifikant niedriger lag und die Anzahl der Betriebsjahre einen negativen Einfluß auf die Lungenfunktion hatte (DANUSER *et al.* 1988).

### *...bei Putenhaltern*

Beschäftigte in der Putenhaltung sind ebenfalls von respiratorischen Erkrankungen betroffen. Neben den auch in anderen Tierhaltungen beschriebenen Symptomen wie Husten, Niesen, Kurzatmigkeit oder Allergien, so können auch hier signifikante Abnahmen der Lungenfunktionswerte FVC (forcierte expiratorische Vitalkapazität) und FEV<sub>1</sub> nach der Arbeit im Stall festgestellt werden, die zudem positiv mit den Beschäftigungsjahren korrelierten und am niedrigsten in Ställen mit Putenhennen ausgefallen waren. Die respiratorischen Symptome und die verminderten Lungenfunktionen traten während der Wintermonate im Zuge höherer aerogener Schadstoffbelastung frequenter auf (REYNOLDS *et al.* 1993).



### *Staubassoziierte Krankheitsbilder*

Insgesamt können die Beobachtungen mit einer Reihe von Krankheitsbildern assoziiert werden, wie sie von SEEDORF und HARTUNG (2002) zusammenfassend dargestellt worden sind. In Abhängigkeit von dem verursachenden Agens und der Dauer der Einwirkung wie auch dem organischen Expositionsort lassen sich damit prinzipiell die folgenden pathologischen Körperreaktionen unterscheiden:

- Schleimhautirritationen (*mucous membrane irritation*, MMI)
- Allergische Rhinitis (ARh)
- Exogene allergische Alveolitis (EAA)
- Organic dust toxic syndrome (ODTS)
- Bronchiale Hyperreagibilität (BHR)
- Berufbezogenes Asthma (BA)
- Chronisch obstruktive Pulmonalerkrankungen (COPD)

## **2.2.3           Gesundheitliche Bedeutung von Bioaerosolen in humid-aquatisch geprägtem Umfeld**

### *Trocken- und Feuchtaerosole als Expositionsqualität*

Bioaerosole in einer arid geprägten Stalluft stellen wie skizziert eine wichtige Expositionsmöglichkeit für den Menschen dar, jedoch nicht die Einzige. Daneben existieren auch Umfelder, die durch ihren humiden bis aquatischen Charakter geprägt sind und ebenfalls Habitate für Mikroorganismen bieten, die im Falle ihrer Aerosolisierung ebenfalls biologische Wirkungen beim Menschen auslösen können. Anzeichen solcher Effekte sind beim Baden in natürlichen Gewässern wie Seen oder Meere festzustellen, obgleich hier die orale Wasseraufnahme als die wohl wichtigere Kontaminationsroute angesehen werden muß. Nichtsdestotrotz lassen sich durch Badegewässer verursachte gastrointestinale Erkrankungen immer wieder auch in Kombination mit respiratorischen Erkrankungen beobachten (PRIETO *et al.* 2001). Teilweise wird der Atemtrakt insgesamt sogar häufiger affektiert, was besonders bei Schwimmern mit über der Wasseroberfläche gehaltenem Kopf auffällt (SEYFRIED *et al.* 1985).

### *Befeuchterlunge und EEA*

Gibt dies bereits einen Hinweis über die Bedeutung von mit Mikroorganismen durchsetzten Wasseraerosolen für die menschliche Gesundheit, so stellt die Befeuchterlunge ein eigenständiges Krankheitsbild dar; hervorgerufen durch die Freisetzung mikrobiell kontaminierten Prozeßwassers, wie es z.B. für raumluftechnische Anlagen benutzt wird (z.B. Klimaanlage). Dabei treten Überschneidungen ähnlicher Krankheitskomplexe in ariden und humiden Umwelten auf. Was die Farmerlunge als Prototyp der EAA unter konventionellen Tierhaltungsbedingungen darstellt, ist die Befeuchterlunge als eine Sonderform der EAA im Bereich feuchtigkeitsangereicherter Arbeitsumgebungen, wo allergen wirkende Keime (Bakterien, Pilze, Hefen, Amöben) durch kontaminierte Luftbefeuchtungsanlagen freigesetzt werden. Keimtypen wie z.B. *Thermoactinomyces* spp., *Cephalosporium* spp., *Cladosporium* spp., *Penicillium* spp., *Alternaria* spp., *Aspergillus* spp., *Aureobasidium* spp. oder *Mucor* spp. werden in diesem Zusammenhang als zu berücksichtigende Allergene erwähnt (SENNEKAMP 2001).

### *...und ihre vermeintlichen Auslöseorte*

Bei der Befeuchterlunge ist ursächlich nicht nur an Klimaanlage zu denken, sondern auch an Wasserverregnungsanlagen in Kläranlagen und Hallenschwimmbädern, womit sich wiederum Anknüpfungspunkte zu den Badegewässern ergeben.

Auch Anlagen, in denen das Wasser rezirkuliert, sind besonders anfällig für eine Keimbesiedlung, die zudem als Gemisch mehrerer Keimtypen auftritt. Erkrankungen manifestieren sich in der Regel dann, wenn eine hohe Keimzahl von deutlich mehr als 10.000 Keimen pro  $\text{m}^3$  Luft vorhanden ist (SENNEKAMP 2001).

#### *Befeuchterfieber und ODTs*

Daneben existiert außerdem das Befeuchterfieber, das, wie das ODTs, als toxische Alveolitis aufzufassen ist und hauptsächlich durch hohe Dosen an Endotoxinen bedingt sein kann. SENKPIEL und OHGKE (1995) führen hierzu aus, daß Gram-negative Stäbchenbakterien, wie z.B. *Pseudomonas* spp., Flavobakterien, *Serratia* spp., *Actinobacter* spp. oder *Enterobacter* spp. als Endotoxinquellen in Frage kommen und zusammen mit Pilzsporen das Befeuchterfieber hervorrufen, das von Körpertemperaturerhöhungen, Kälteempfindungen, Brust-, Atem- und sonstigen respiratorischen Beschwerden begleitet ist.

#### *Mischformen*

Mischbilder von Befeuchterlunge und Befeuchterfieber sind ebenfalls nicht auszuschließen. Angesprochen wird auch die Möglichkeit, daß bereits niedrige Endotoxinkonzentrationen Befindlichkeitsstörungen im Sinne des *Sick-building-Syndroms* (SBS) hervorrufen könnten (SENNEKAMP 2001).

## **2.3 Emissionen von Bioaerosolen aus der Nutztierhaltung**

#### *Umweltrelevanz von Emissionen*

Die für die Schaffung adäquater lufthygienischer Zustände notwendigen Luftwechsel in zwangsbelüfteten und natürlich belüfteten Ställen, führen zum Abtransport der in der Stallluft kumulierten Spurengase und Partikel. In der landwirtschaftlichen Genehmigungspraxis haben seither Geruchs- und Ammoniakfreisetzungen eine zentrale Stellung im Immissionsschutzrecht. Im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen werden häufig auch Risikoabschätzungen für Bioaerosolemissionen gefordert. Dazu sind Kenntnisse über die zu erwartenden Emissionsströme genauso notwendig, wie etwaige Wirkungen der über die Luft transmittierten Partikel beim potentiellen Rezipienten.

### **2.3.1 Quellstärken für luftgetragene Biopartikel**

#### *Bestimmbarkeit von Emissionsumfängen*

Die Verfahrensweise der Quellstärkenermittlung beruht auf der rechnerischen Verknüpfung von Konzentration und Volumenstrom. Hierbei können grundsätzlich zwei Ansätze verfolgt werden. In Ermangelung auf breiter Basis zugänglicher Emissionsstärken, können durchschnittliche und regelmäßig in der Tierhaltung auszuführende Bioaerosolkonzentrationen mit mittleren angenommenen Lufraten verbunden werden.

#### *Abschätzungen der freigesetzten Mengen*

Ausgehend von  $3 \text{ mg m}^{-3}$  Staub und einem Volumenstrom von  $150 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  schätzte auf diese Weise HARTUNG (1995) für einen Bestand mit 1.000 Mastschweinen ein Emissionspotential von etwa 512 kg Staub pro Jahr ab. Bereits für Luftkeime gab HARTUNG (1992) ein analoges Beispiel für einen Masthühnerbestand mit 30.000 Tieren, dessen Emissionspotential er bei  $1.000 \text{ KBE l}^{-1}$  und einer Lufrate von  $800 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  festsetzte und damit rechnerisch eine Keimemission von  $56 \times 10^9 \text{ KBE h}^{-1}$  erhielt. Diese Form der Emissionsabschätzung hat jedoch

<i>Messung und Berechnung der Emissionsströme</i>	den Nachteil, nicht auf eine zeitgleiche und stallspezifische Erfassung von Luftgehalt und Lufrate gleichermaßen zurückgreifen zu können. Hinzu kommt, daß für praktische Anwendungszwecke öfter auf weitaus kleinere Zeitintervalle als ein Jahr Bezug genommen werden muß, um z.B. in numerischen Ausbreitungsmodellen höher zeitlich aufgelöste Immissionsprognosen bewerkstelligen zu können. Daher können die Emissionsberechnungen bei TAKAI <i>et al.</i> (1998) für Stäube und bei SEEDORF <i>et al.</i> (1998) für Mikroorganismen und Endotoxine als Datenkontingent für umfassende Emissionsangaben gelten, da die Ergebnisse aus 24-stündigen synchronen Messungen von Konzentration und indirekter Volumenstrombestimmung aus einem Monitoringvorhaben von insgesamt 329 Ställen gewonnen wurden.
<i>Emissionsströme von Staub</i>	Im Falle der Stäube wurden in Rinderhaltungen Emissionen von durchschnittlich $145 \text{ mg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ an einatembaren Stäuben und $24 \text{ mg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ an alveolengängigen Partikeln gefunden. Eine Steigerung der freigesetzten Staubmengen um etwa das 5,3-fache bzw. 3,5-fache war in der Schweinehaltung festzustellen, so daß dort für die beiden besagten Staubfraktionen bereits $762 \text{ mg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ und $85 \text{ mg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ berechnet werden konnten. Für die Hühnerhaltung war mit $3.165 \text{ mg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ und $504 \text{ mg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ ein absolutes Maximum für emittierte einatembare und alveolengängige Stäube nachweisbar (TAKAI <i>et al.</i> 1998).
<i>Emissionsströme von einatem-baren Endo-toxinen</i>	Für Endotoxine ergaben sich bei den Tierarten Rind, Schwein und Huhn ähnlich hierarchische Emissionsausmaße wie sie beim Staub festzustellen waren. Mit einer nach Nutztierarten detaillierteren Aufteilung konnte SEEDORF <i>et al.</i> (1998) für einatembare und alveolengängige Endotoxine Emissionsfaktoren mit Fallzahlen zwischen 17 und 43 je untersuchtem Nutztier aufstellen. Werden zunächst die einatembaren Endotoxine betrachtet, waren in der Gruppe der Rinder die Kälber mit $21,4 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ die emissionsträchtigsten Haltungssysteme, gefolgt von Mastbullen mit $3,7 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ und Kühe mit $2,9 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ . Die Unterschiede zwischen Sauen-, Absetzferkel- und Mastschweineställe zeigten sich durch Werte von 37,4, 6,6 und $49,8 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ . Um etwa Faktor 10 höher waren schließlich die berechneten Quellstärken aus Hühnerställen, denen im Falle der Legehennen durchschnittlich $538,3 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ und aus dem Bereich der Masthähnchenställe $817,4 \text{ µg einatembare Endotoxine pro Stunde und GVE zugeordnet werden konnten.}$
<i>Emissionsströme von alveolen-gängigen Endo-toxinen</i>	Mit den einatembaren Endotoxinfreisetzen korrespondierten alveolengängige Endotoxinemissionen von $0,3 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ aus Kuh-, $0,6 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ aus Mastbullen- und $2,7 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ aus Kälberställen. Im Vergleich zu den Kälberhaltungen waren die Ausstoßmengen der Sauenställe mit $3,7 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ nicht ganz unähnlich. Gefolgt von $5,2 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ Emissionspotential der Mastschweineställe, erwiesen sich die Aufstallungssysteme der Absetzferkel mit $8,9 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ als die stärksten Emittenten unter den verschiedenen Schweinehaltungen. Für Ställe mit Legehennen und Masthähnchen ließen sich alveolengängige Endotoxinemissionen von $38,7 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ bzw. $46,7 \text{ µg h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ berechnen (SEEDORF <i>et al.</i> 1998).
<i>Emissionsströme von Mikro-organismen</i>	Außer dem Staubinhaltsstoff Endotoxin konnten auch Mikroorganismen in ihren freigesetzten Ausmaßen charakterisiert werden. Basierend auf den dekadischen Logarithmus konnten für Gesamtbakterien in der Rinderhaltung zwischen $\log 6,46$ und $7,37 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ ermittelt werden. Ein leichte Steigerung der bakteriellen Emissionsmengen waren wiederum aus den Schweineställen zu beobachten



gewesen, die zwischen  $\log 7,22$  und  $\log 7,64$  KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  freisetzten. Auf einem ähnlich hohen Niveau wurden die Quellstärken für die Legehennen berechnet ( $7,20$  KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$ ), die allerdings um Faktor 213 weniger emittierten als Masthähnchenställe mit  $\log 9,53$  KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$ . Für mesophile Pilze wurden in etwa um eine Zehnerpotenz niedrigere Quellstärken festgestellt. Rinderställe mit  $\log 5,82$  bis  $\log 6,54$  KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  zeigten nicht unähnliche Emissionspotentiale wie Schweineställe, in denen Mastschweine exemplarisch mit  $\log 6,21$  KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  veranschlagt werden konnten. Auch bei den Pilzemissionen erwiesen sich die Masthähnchenställe mit  $\log 7,74$  KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  als die emissionsintensivsten Nutztierställe (SEEDORF *et al.* 1998).

*Validität der direkten und indirekten Bestimmung von Emissionen*

Kritisch beurteilt werden kann bei den geschilderten Emissionsfaktoren die Verfahrensweise zur Bestimmung des Volumenstromes, da dieser auf Basis der Kohlendioxid-Massenstrombilanz berechnet wurde; ein Verfahren wie es zur Ermittlung notwendiger Lufraten in der Nutztierhaltung in der DIN 18910-1 (2004) beschrieben ist und in der Praxis für die Planung von Ventilationsanlagen benutzt wird. Hinsichtlich der Aussagegenauigkeit haben Vergleiche mit direkten Volumenstrombestimmungen (Meßventilator) Abweichungen von etwa 20% gezeigt (HINZ u. LINKE 1998a). Angesichts der recht hohen Fallzahlen, die zur Ermittlung der o.g. Emissionsfaktoren geführt haben und einer ebenfalls den Meßventilatoren anzulastenden Meßungenauigkeit von  $\pm 5\%$  (HINZ u. LINKE 1998b), kann für die beschriebenen Emissionen aus dem geschilderten Monitoringvorhaben eine ausreichende Validität angenommen werden.

*Rückgriff auf Emissionsfaktoren*

So findet sich auch im *Final Technical Work Paper for Air Quality and Odor Impacts* für die landwirtschaftliche Tierproduktion, veröffentlicht vom *Environmental Quality Board at Minnesota Planning* (ANONYM 2001), eine Liste von dargestellten und kritisch bewerteten Emissionsfaktoren für Stäube und Endotoxine, die auf den Angaben von SEEDORF *et al.* (1998) und TAKAI *et al.* (1998) beruhen. Trotz der verbesserungswürdigen Datenqualität, werden diese Emissionsfaktoren aufgrund ihres Datenumfanges für die Anwendung im Bedarfsfall empfohlen. Auch im *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook* in der aktuellen Fassung von 2009 der Europäischen Umweltagentur lassen sich Emissionsfaktoren für Staub finden, deren Ursprünge u.a. bis zu TAKAI *et al.* (1998) zurückzuverfolgen sind ([www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009](http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009)).

### 2.3.2 Verfrachtungsentfernungen und umwelthygienische Gefahrenabschätzungen

*Emission, Transmission und Immission*

Sind die Quellstärken durch die zur Verfügung stehenden Meß- und Berechnungsprozeduren noch relativ genau zu bestimmen, so sind Abschätzungen über das Ausbreitungsverhalten der emittierten Bioaerosole ungleich schwerer zu spezifizieren. Dies betrifft insbesondere Aussagen zu entfernungsabhängigen Immissionskonzentrationen, die letztlich als Grundlage für eine Expositionsabschätzung und damit für die Bewertung von eventuellen Gesundheitsrisiken am Expositionsort dienen.

*Verfrachtung von Bioaerosolen über die Distanz*

Untersuchungen in der Vergangenheit haben gezeigt, daß in einer Entfernung von ca. 200 bis 300 m in Lee von Tierställen kein signifikanter quantitativer Unterschied zum ubiquitären Keimgehalt der Außenluft besteht (HOMES *et al.* 1996, MÜLLER u.

WIESER 1987, PLATZ 1979). Dies konnte in der jüngsten Zeit im Umfeld einer Schweinehaltungsanlage bestätigt werden, an der leeseitig in etwa 150 m Entfernung atmosphärisches Basisgehalte an Bakterien gemessen wurden, so daß die Autoren einen Abstand von mindestens 200 m zwischen Tierhaltung und Wohnbebauung für ausreichend hielten, um Konflikte zwischen Emittenten und potentiellen Immittenten zu vermeiden (GREEN *et al.* 2006). Je nach Anlagentyp und –größe sowie der verwendeten Probenahme- und Nachweismethode können im Felde jedoch auch in größeren Entfernungen noch Keime bestimmt werden. So haben SEEDORF *et al.* (2005) größere Mengen an kultivierbare Bakterien bis in 477 m Entfernung von einem Masthähnchenstall festgestellt. Aus nordamerikanischen Schweinehaltungen mit Tierplatzzahlen zwischen 6.000 und 12.000 wird von Verfrachtungsentfernungen bis in etwa 600 m berichtet (CLEAVE *et al.* 2002, HEBER *et al.* 2001).

*Beteiligung von  
Geruch und  
Partikeln an  
Symptomen*

Trotzdem werden auch jenseits dieser praktisch ermittelten Entfernungsgrenzen noch weiter zurücklegbare Distanzen nicht ausgeschlossen, womit auch die Frage der Wirkungspotentiale verknüpft ist. Es berichteten THU *et al.* (1997) davon, daß innerhalb eines 2 Meilen-Radius einer mit 4.000 Sauen besetzten Tierhaltungsanlage bei den Anwohnern Symptome auftraten, wie sie für toxische und entzündliche Effekte am Atemtrakt typisch sind. Das selbe Autorenkollektiv konnte aber lediglich bis in 60 m Entfernung von den Schweineställen einen Entzündungspromoter wie die Endotoxine feststellen (REYNOLDS *et al.* 1997). Welche Stoffe für diese Beobachtungen verantwortlich sind, läßt sich nicht abschließend beantworten, obgleich SCHIFFMAN (1998) nicht ausschließt, daß auch Geruchsstoffe an der besagten Beobachtung beteiligt sein könnten. Sie erklärt dies u.a. an einem Musterbeispiel, nachdem andere Komponenten als Endotoxine und organische Stäube die Symptomatiken verursachen können. Wird nämlich ein Rezipient erstmalig dem Geruch einer Tierhaltungsanlage ausgesetzt, so assoziiert der Exponierte seine Beschwerden mit dem Auftreten der außer den Geruchsstoffen emittierten Agentien. Durch eine sog. Pawlow'sche Konditionierung treten so bei zukünftigen Geruchsexpositionen Beschwerden selbst dann auf, wenn die vermeintlichen beschwerdeauslösenden Agentien wie Endotoxine fehlen (SCHIFFMAN *et al.* 2001).

*Langstreckenver-  
frachtung von  
Pathogenen*

Außerdem muß berücksichtigt werden, daß aus dem seuchenhygienischen Bereich zahlreiche Angaben über die Transmission von Erregern über weite Strecken existieren, was als Indikator für das Verfrachtungspotential von luftgetragenen Partikeln schlechthin angesehen werden muß. Ein klassisches Beispiel hierfür stellt die Maul-und-Klauenseuche (MKS) dar. Mit Übertragungswegen von > 50 km für das Virus stellt die luftgetragene Infektionsroute ihre epidemiologische Bedeutung unter Beweis (DONALDSON u. FERRIES 1975). Mykoplasmen sollen unter optimalen atmosphärischen Bedingungen ihre Lebensfähigkeit selbst nach etwa 3 km aerogenen Transportes behalten und selbst dann noch infektiös wirken können (GOODWIN 1985). Auch Pilze können über ihre freigesetzten Sporen, bedingt durch deren geringe Größe, große Distanzen in der Umwelt überbrücken, bevor diese als Immission wahrgenommen werden. Ferntransporte von schätzungsweise 2.500 km werden dabei diskutiert (EBNER u. FRANK 1991).

Wird der Versuch unternommen, das bisher Geschilderte überblicksweise wie auch ergänzend darzustellen, so zeigt **Tabelle 1** eine Zusammenfassung der bisher bekannten Bioaerosolkomponenten und ihrer potentiellen Wirkungen bei Mensch und Tier wie auch das partikelassoziierte Verhalten in der Umwelt.

**Tabelle 1.** Zusammenfassung vorkommender Staubkomponenten in der Nutztierhaltung und ihre allgemeinen biologischen Effekte nach SEEDORF und HARTUNG (2002).

Bioaerosol-Komponenten		Wirkungen (allgemein)
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Futtermittelbestandteile (Getreide, Antibiotika, Wachstumsförderer)</li> <li>● Tierische Proteine (Urin, Serum)</li> <li>● Fäkalien (Darmflora, Darmepithelien, Nahrungsbestandteile)</li> <li>● Schimmelpilze</li> <li>● Pollen</li> <li>● Milben, Insektenbestandteile</li> <li>● Gram-negative Bakterien</li> <li>● Endotoxine</li> <li>● mesophile Bakterien</li> <li>● Aktinomyzeten</li> <li>● Viren</li> <li>● <math>\beta</math>-1,3-Glucan</li> <li>● Mikrobielle Proteasen</li> <li>● Mykotoxine</li> <li>● Biogene Amine</li> <li>● partikelgebundenes Ammoniak (Gase allgemein)</li> <li>● Infektionserreger</li> <li>● Ultrafeinstäube (?)</li> <li>● Plasmide</li> <li>● Fasern (?)</li> <li>● Mineralasche</li> <li>● Pharmazeutika</li> </ul>	<u>im Stall:</u>	<p><u>Mensch</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● Schleimhautirritationen</li> <li>● Allergische Rhinitis</li> <li>● Exogene allergische Alveolitis</li> <li>● Organic dust toxic syndrome</li> <li>● Bronchiale Hyperreagibilität</li> <li>● Berufsbezogenes Asthma</li> <li>● Chronisch obstruktive Pulmonalerkrankungen</li> </ul> <p><u>Tier</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● Stallmüdigkeit</li> <li>● Läsionen im Respirationstrakt bis zur Bronchopneumonie</li> <li>● Kofaktoren zur Inzidenzsteigerung anderer Erkrankungen (z.B. Rhinitis atrophicans)</li> </ul>
	<u>Umwelt:</u>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Allgemein Immission von Bioaerosolen</li> <li>● Aerogene Virenübertragung zwischen räumlich getrennten Tierbeständen</li> <li>● Transmission antibiotikaresistenter Keime</li> <li>● Transmission von Staub und Endotoxinen</li> <li>● Transmission von Sporen</li> <li>● Spezifische Bedeutung für die Umwelt ?</li> <li>● Gesundheitliche Bedeutung für den Menschen ?</li> </ul>

## 2.4 Technik der biologischen Abluftreinigung

### *Physikalische und biologische Verfahren*

Die Abluftreinigung stellt im Allgemeinen den Anspruch, Schadstoffe soweit zu reduzieren, daß Umweltschäden nicht entstehen und Belästigungen in Form von Geruchseinwirkungen vermieden werden. Bezogen auf eine partikuläre Emissionsminderung stehen hierzu Verfahren wie die thermische Abgasreinigung als auch physikalische Verfahren in Form von Massenkraft-, Naß-, Filter- und elektrisch bedingte Abscheidung zur Verfügung (HÜBNER *et al.* 2002, KOBELT 1995). Neben den genannten Verfahrensprinzipien nehmen unter den o.g. Prozessen zur Abluftreinigung die biologischen Verfahren inzwischen einen festen Platz ein. Biologische Abluftreinigungsverfahren dienen primär dem Abbau von gasförmigen Komponenten und Geruchsstoffen in der Abluft, um hierüber eine Emissionsminderung herbeizuführen. Dazu müssen für eine Funktionstüchtigkeit der Verfahren einige wichtige Ausgangsvoraussetzungen erfüllt sein.

### *Stoffliche Degradation durch Biofilme*

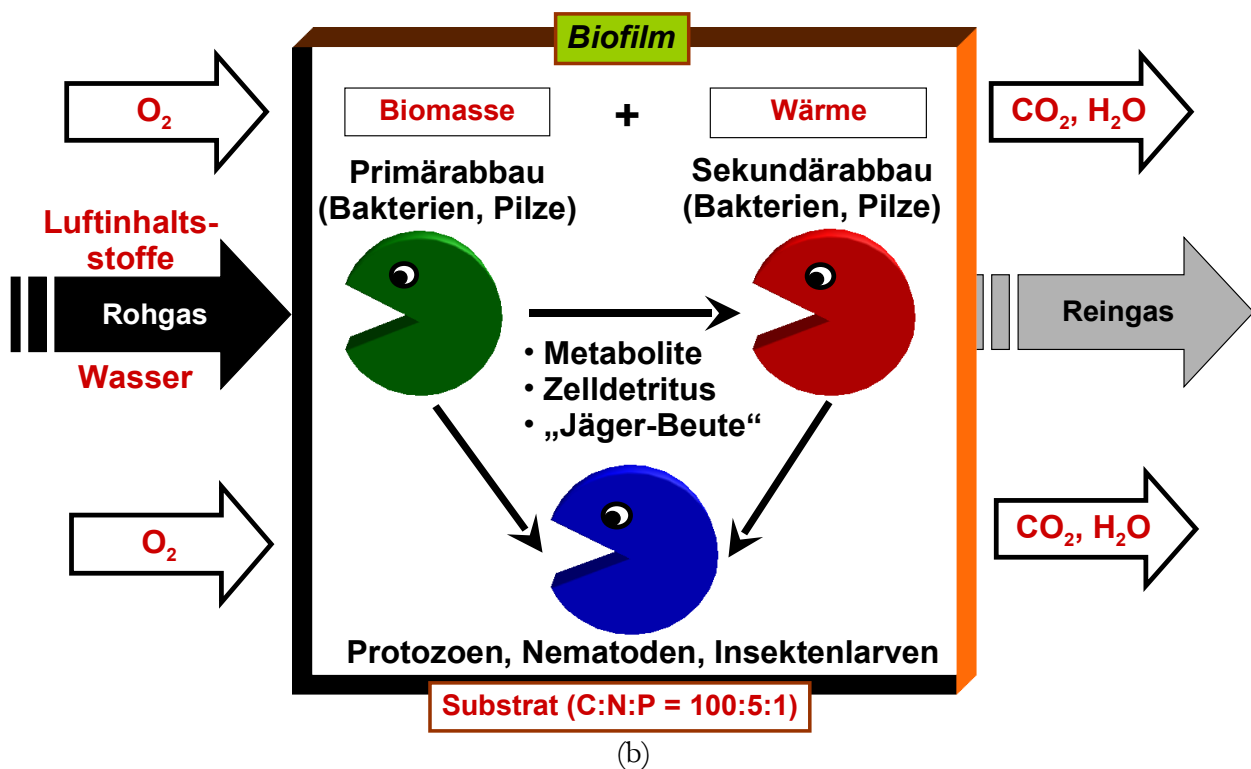
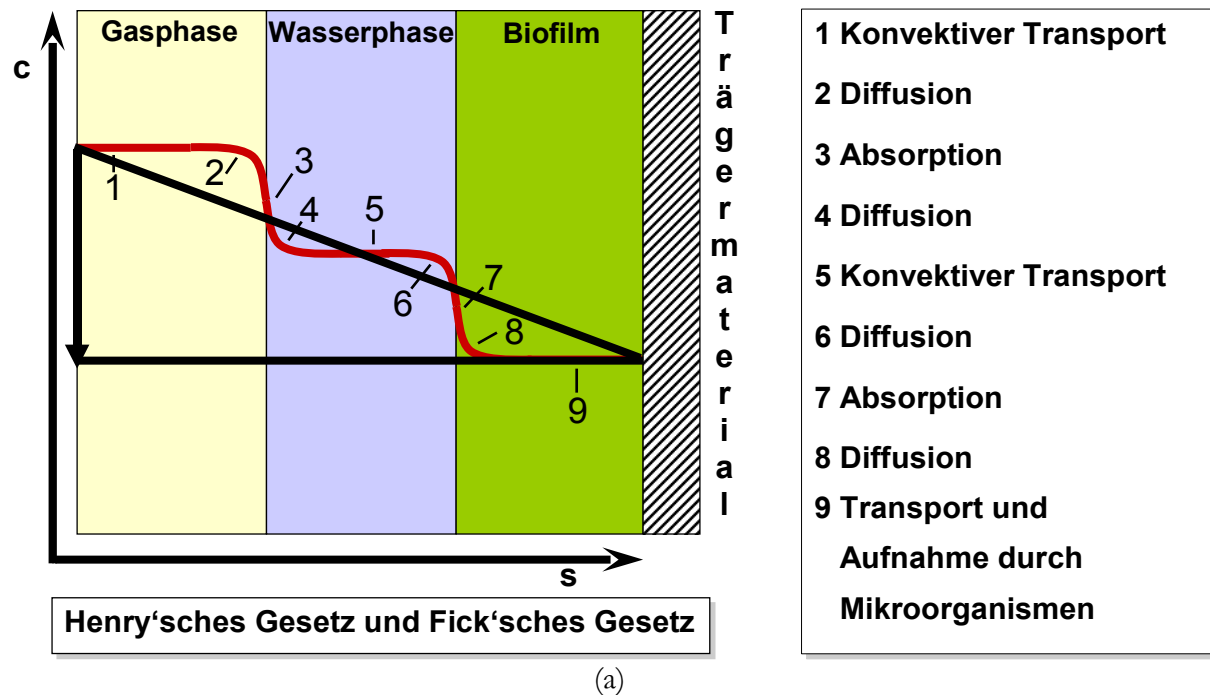
Die Abluftinhaltsstoffe müssen wasserlöslich sein, damit diese in ausreichendem Umfang durch Sorptionsvorgänge in eine wäßrige Phase überführt werden können. In dieser wäßrigen Phase befinden sich für die Funktion der biologischen Abluftreinigung wichtige Mikroorganismen und bilden einen sog. Biofilm auf vorhandenen Trägermaterialien (3-Phasensystem). Häufig wird zur Schaffung von Feuchtmilieubedingungen eine Konditionierung des Rohgases vorgenommen. Hierzu werden Luftbefeuchter oder bei partikulärer Überfrachtung des Abluftstromes auch Luftwäscher oder Naßabscheider benutzt.

### *Aufbauprinzip von Biofilmen*

Naßabscheider können als eigenes aquatisches System mit spezifischen Biotopmerkmalen angesehen werden. Diesem Naßmilieu ist wie jedem anderen aquatischen Lebensraum zu eigen, daß die dort etablierten verschiedenartigen Mikroorganismen auch hier die besagten Biofilme generieren und sich in diesen organisieren (HANEKE 2011). Besonders kennzeichnend für Biofilme ist die Bildung extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS), die als hydratisierte Exopolysaccharide eine aufquellende mit Kavernen, Poren und Wasserkanälen strukturierte Masse darstellen (SUTHERLAND 2001, TOLKER-NIELSEN u. MOLIN 2000), die als Trägermedium die Versorgung der weiter innen lebenden Mikroorganismen sicherstellt (HOHMANN 2002). Im Biofilm existieren nebeneinander sowohl sessile als auch planktonische, frei dispergierte Bakterien, die sich im Falle einer Begeißelung auch aktiv im Biofilm bewegen können (TOLKER-NIELSEN *et al.* 2000). Auch höhere Organismen wie Nematoden sind in Biofilmen antreffbar (DEVINNY *et al.* 1999), die die Mikroorganismen als Nahrungsquelle nutzen und auf diese Weise mit zur Auf- und Abbaudynamik von Biofilmen beitragen.

### *Stofftransport im Biofilm*

Das 3-Phasensystem aus Gas (Abluft), Wasser (Fluid) und Mikrobenzelle hat den Stofftransport bis in die Stoffwechselzentren der anwesenden Keime zu erfüllen (KOBELT 1995). Nachdem der Luftinhaltsstoff von der Gasphase in die Wasserphase eintritt (Henry'sche Gesetz), diffundiert der Stoff an die Oberfläche des Biofilms (Fick'sche Gesetz), von wo die Mikroorganismen über ihre Zellwand und –membran den Stoff über verschiedene passive und aktive Transportvorgänge aufnehmen und primär oxidativ metabolisieren (**Abb. 2**). Im günstigsten Fall führt dies zur vollständigen Mineralisation, d.h. Abbau zu Kohlendioxid und Wasser (FISCHER *et al.* 2002). Es entstehen außerdem Wärme und Biomasse (DEVINNY *et al.* 1999). Große Moleküle oder Partikel müssen zunächst durch in die Wasserphase entlassene mikrobielle Enzyme soweit zerlegt werden, um intrazellulär aufgenommen werden zu können (HAHNE 2004).



**Abb. 2:** Modell des Stofftransportes aus der Gasphase in den Biofilm (a) und dessen Funktionsprinzip (b). c: Konzentration, s: Wegstrecke. Zu (b): Zeichnung in Anlehnung an [chemie.uni-paderborn.de/uploads/RTEmagicC\\_oekologie\\_01.gif](http://chemie.uni-paderborn.de/uploads/RTEmagicC_oekologie_01.gif).



zwischen 5 und 60°C, was zur Etablierung psychrophiler, mesophiler und thermophiler Mikroorganismen führt. Da die Übergänge fließend sind, wachsen üblicherweise Mikroorganismen mit großer Biodiversität.

*Biomasseaufbau  
über C:N:P-  
Relationen*

Ebenso ist für das Wachstum eine günstige pH-Werteinstellung von etwa 5 bis 8 wie auch eine ausreichende Spurenelementzufuhr bei niedrigen Salzkonzentrationen notwendig (FISCHER *et al.* 2002). Zentrale Bedeutung hat eine bedarfsgerechte Nährstoffzufuhr, die im wesentlichen die Verfügbarkeit von Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) beinhaltet. Diese Elemente werden im Allgemeinen beim Abbau der Abluftinhaltsstoffe freigesetzt oder von der entstehenden Biomasse zyklisch wieder im Zuge von Wachstums- und Absterbevorgängen der Mikroorganismen in den Gesamtprozeß eingespeist. Die Zusammensetzung des Biofilms und deren EPS sind vom Mengenverhältnis von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor abhängig. Typischerweise wird der Bedarf der Mikroorganismen aus ihrer eigenen durchschnittlichen Zusammensetzung von C:N:P = 100:5:1 hergeleitet (VDI 3477 2004). Durch Variation dieser Relationen lässt sich die Bildung von Biofilmen in Qualität und Ausprägung beeinflussen. So konnten Versuche zeigen, daß beispielsweise die höchste Dichte von Mikroorganismen bei 100:12:1 auftrat und bei C:N:P-Verhältnissen unter- und oberhalb von 100:12:1 wesentlich geringere Mikroorganismendichten im Biofilm zu messen waren (SCHEEN 2003). Die mikrobielle Flächendichte von Biofilmen bewegt sich beispielsweise in Trinkwassersystemen in einer Größenordnung von etwa 29.000 KBE cm<sup>-2</sup> (HU *et al.* 2005), wogegen etwa 10<sup>10</sup> KBE g<sup>-1</sup> Naßgewicht an Gesamtkeimen in Biofilmen häuslicher Abflußrohre zu finden sind (McBAIN *et al.* 2003).

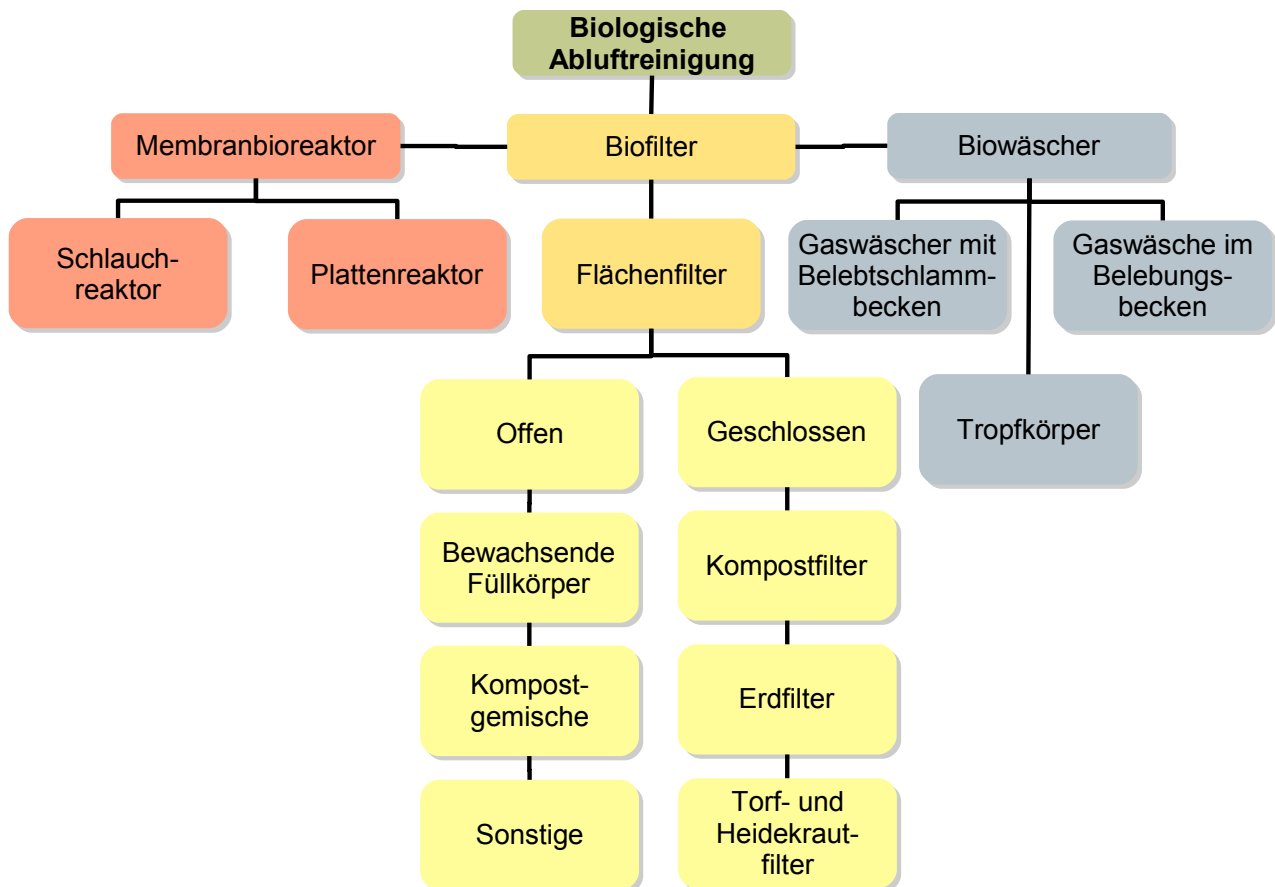
*Bakteriendichte  
in Biofilmen*

Bei der biologischen Abluftreinigung haben sich verschiedene Verfahrensvarianten herausgebildet, wie sie in **Abbildung 3** als Organigramm überblicksweise dargestellt sind. Im folgenden wird auf ausgewählte Anlagentypen eingegangen, die in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung Verwendung finden.

### 2.4.1 Biofilter

*Materialverwen-  
dung und Kon-  
ditionierung*

Offene Flächenfilter stellen gegenüber den geschlossenen, gekapselten Biofiltern das älteste Abluftreinigungsprinzip dar, nachdem POMEROY (1957) mit einer entsprechenden Patentanmeldung die Geburtsstunde der Biofilters einläutete. Das Prinzip beruht darauf, daß die zu reinigende Abluft (Rohgas) durch eine feucht gehaltene Schüttung aus natürlichen organischen Materialien geleitet wird (BAHADIR *et al.* 2000, **Abb. 4**). Dazu wird die Abluft üblicherweise konditioniert, d.h. erwärmt und befeuchtet (KOBELT 1995). Gerade die Feuchtigkeitsüberwachung bestimmt die Wirksamkeit des Biofilters entscheidend mit. Im Allgemeinen wird daher die Rohluft mit Hilfe von Hochdruckdüsen zur Feinstvernebelung von Wasser oder durch Einsatz eines Wäschers bereits vor Eintritt in den Biofilter auf mindestens 95% relative Luftfeuchte befeuchtet (FISCHER *et al.* 2002, HAHNE 2004, HOLSTE u. MANNEBECK 1997), wobei diese Maßnahme auch zum Zwecke der Staubabscheidung zum Tragen kommt, wenn stark staubbefrachtete Abluftströme den Biofilter beaufschlagen und verstopfen würden. Biofilter sind nämlich nicht als Entstaubungstechnik konzipiert worden (DEVINNY *et al.* 1999). Daher müssen Staubfrachten auf mindestens 10 mg m<sup>-3</sup> reduziert werden (VOIGT 2002). Biofilter können gemäß der Durchströmungsrichtung als *up-flow*- oder *down-flow*-Biofilter konstruiert sein.



**Abb. 3:** Übersicht über die Verfahrensvarianten der biologischen Abluftreinigung nach FISCHER *et al.* (2002).

#### *Eigenschaften und Anforderungen an das Schüttgut*

Als Schüttmaterial findet u.a. Verwendung Komposte, Fasertorf/Reisig, gehäckseltes Holz und Rinde (Rindenmulch), gerissenes Wurzelholz oder Heidekraut. Die unterschiedlichen Filtermaterialien können neben ihren spezifischen Eigenschaften (z.B. Porosität, Nährstoffgehalt), ihren Vorteilen (z.B. gute Wasserhaltekapazität) und Nachteilen (z.B. geringe Besiedelungsdichte) auch durch ihre Reinigungseffizienz charakterisiert werden (MARTINEC *et al.* 2000, SONG *et al.* 2006, VDI 3477 2004). Außer diesen eigentlichen Filtermaterialien werden inerte Zuschlagsstoffe eingesetzt, die zur Strukturverbesserung und Stützung des Biofiltermaterials beitragen (FISCHER *et al.* 2002, KOBELT 1995, VDI 3477 2004). Damit soll insgesamt erreicht werden, daß die Materialien ein ausgeprägtes Wasserbindungsvermögen für die Biofilmbildung und die notwendigen Sorptionsvorgänge vorweisen. Eine ausreichende Feuchtigkeit verhindert im übrigen auch Rißbildungen im Filterbett und damit eine ungleichmäßige Durchströmung (KOBELT 1995).

#### *Keimdichte und Standzeiten*

Das Trägermaterial dient der Etablierung sessiler Mikroorganismen, die eine Besiedelungsdichte von mindestens  $10^7$  bis  $10^{10} \text{ g}^{-1}$  Trockensubstanz in Stillstandszeiten vorweisen sollten. Die eingesetzten organischen Schüttmaterialien dienen über die Abluftinhaltsstoffe hinaus als zusätzliche Nährstoffquelle für die

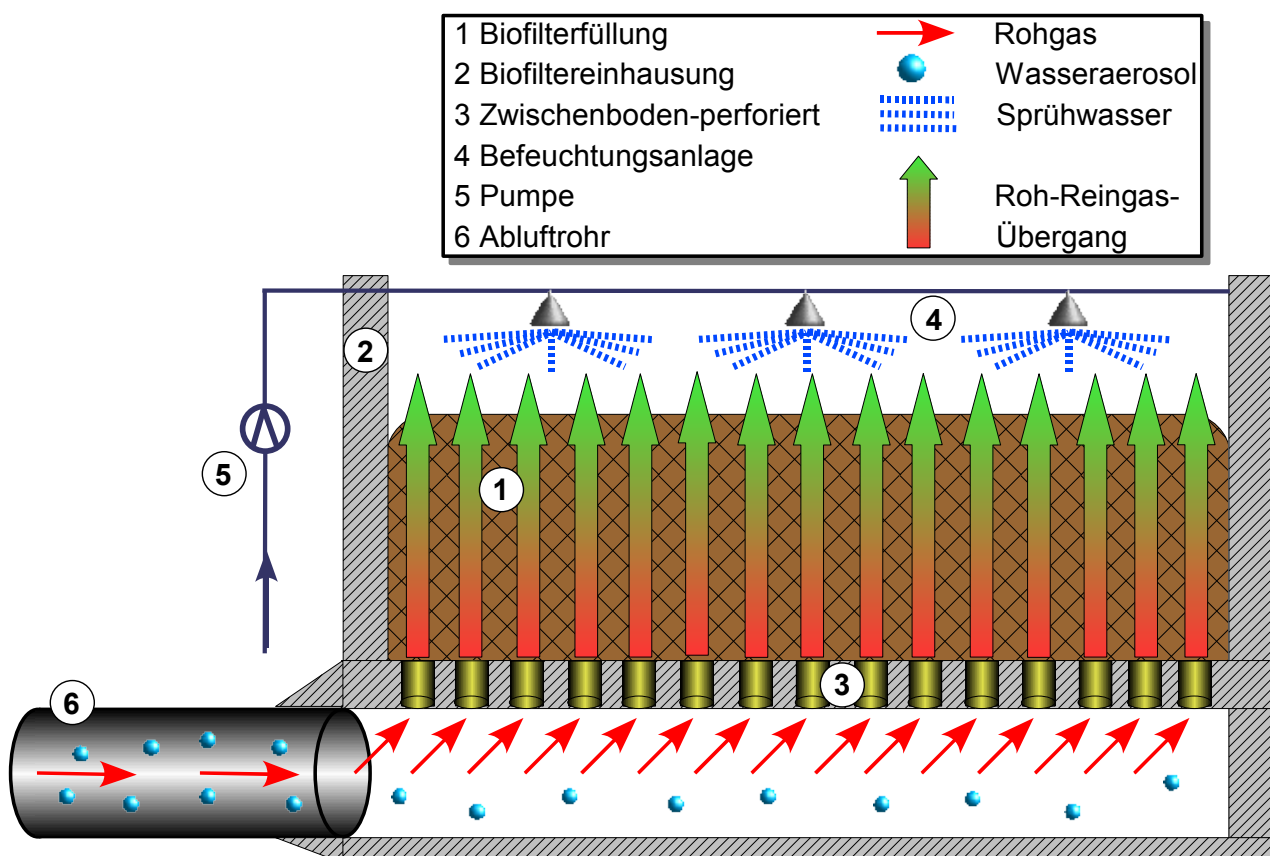
Mikroorganismen. Die Standzeit des Biofiltermaterials ist sehr stark abhängig vom Kohlenstoff-/Stickstoffverhältnis. Je mehr Stickstoff in das kohlenstoffreiche Biofiltermaterial eingetragen wird (z.B. durch Ammoniak), desto schneller erfolgt seine Zersetzung. Die Stickstoffchemie im Biofilter kann zudem zu einer toxischen Anreicherung von Stickstoffsalzen führen, wodurch ein Funktionsverlust der Reinigungsleistung eintritt (HAHNE 2004).

*Schütthöhe und Durchströmungsmerkmale*

Die Schütthöhen der offenen Flächenfilter liegen bei etwa 0,8 bis maximal 3,0 m. Bei Druckverlusten von ca. 500 bis 2.000 Pa  $\text{m}^{-1}$  Filterhöhe spielen sich die Verweilzeiten der Abluft in der Filterschicht zwischen wenigen Sekunden und bis zu 30 sec ein. Hierzu ist es notwendig, daß die Strömungsgeschwindigkeit in der Filterschüttung unter  $0,1 \text{ m sec}^{-1}$  liegt. Für Biofilter der Tierhaltung werden Filterflächenbelastungen von höchstens  $250 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  empfohlen (HAHNE 2004).

*Temperaturbereich im Biofilter*

Unter konventionellen Tierhaltungsbedingungen sind ohne zusätzliche rohgasseitige Aufwärmmaßnahmen mesophile Temperaturbereiche von etwa 20 bis  $30^\circ\text{C}$  regelmäßig anzutreffen. KOBELT (1995) sieht für den Biofilter optimale Temperaturbereiche zwischen 15 und  $45^\circ\text{C}$ . Weitere Betriebsmerkmale von Biofiltern in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung haben NICOLAI und LEFERS (2006) in einer prägnanten Literaturübersicht zusammengefaßt.



**Abb. 4:** Aufbauprinzip eines Biofilters (hier: *up-flow* Modus). Vorkonditioniertes (angefeuchtetes) Rohgas tritt über eine perforierte Zwischendecke in die Biofilterfüllung ein und verläßt als Reingas den Biofilter. Befeuchtungsrichtungen sorgen für die Aufrechterhaltung der notwendigen Materialfeuchte.



## 2.4.2 Rieselbettreaktoren

### *Inertes Schüttgut*

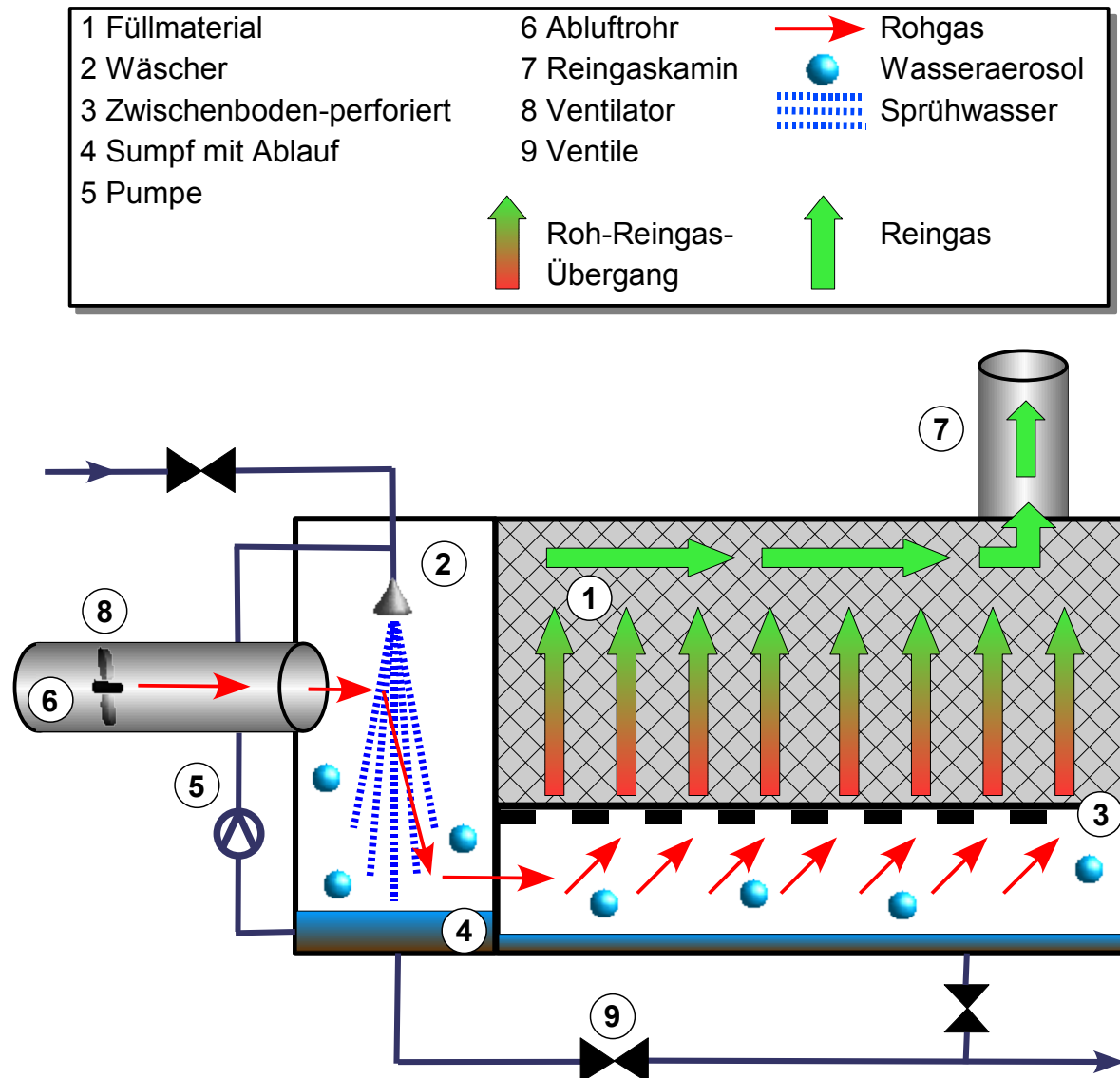
Im Gegensatz zu den Biofiltern besitzen Rieselbettreaktoren, auch Biotricklingfilter genannt, kein organisches, sondern ein inertes, nicht biologisch abbaubares Füllmaterial als Biofilmträger (syn. Aufwuchsträger). Durch eine stetige Umwälzung des Waschwassers (Kreislauflüssigkeit), mit dem Befeuchtung und Nährstoffzufuhr gewährleistet ist, ähneln die Rieselbettreaktoren einer Kombination von Biofilter und Biowäscher.

### *Kreislauflührung des organisch an- gereicherten Pro- zeßwassers*

Als Füllmaterial werden beispielsweise strukturierte Packungen aus Kunststoffen verwendet, die eine möglichst große spezifische Oberfläche bei geringstmöglichem Strömungswiderstand besitzen. Durch Berieselung des Füllmaterials mit der Kreislauflüssigkeit werden die Mikroorganismen mit Feuchtigkeit und Nährstoffen versorgt, wobei letztere aus den Abluftbestandteilen (Kohlenstoff: Staub, Stickstoff: Ammoniak) gewonnen werden. Gleichzeitig werden Überschußschlamm und unerwünschte Reaktionsprodukte mit ausgeschwemmt (VDI 3478 1996, VDI 3478 Blatt 1 2008, VDI 3478 Blatt 2 2008). Da die inerten Füllmaterialien originär keine mikrobielle Besiedlung besitzen, kann es nötig sein, das Füllmaterial mit Mikroben und Nährstoffen initial anzupflanzen (z.B. Belebtschlamm aus Abwasserreinigungsanlagen), um die Umsetzungsprozesse zu starten (DEVINNY *et al.* 1999). Im laufenden Betrieb stellt sich unter Optimalbedingungen sodann eine sich selbsterhaltende spezifische Biozönose ein, die die Funktionstüchtigkeit des Biotricklingfilters gewährleistet.

### *Offene und ge- kapselte Reaktoren*

Sowohl bei den Biofiltern als auch bei den Rieselbettreaktoren können die eingesetzten Trägermaterialien nicht nur von großen offenen, flächenhaften Filterbetteinfassungen aufgenommen werden, wie es Abbildung 4 bereits darstellt. Auch als Container konstruierte gekapselte Systeme nehmen die notwendigen Füllmaterialien auf. Dabei kann hier nochmals zwischen Containern unterschieden werden, die nach oben gänzlich offen sind und dadurch ebenfalls nach Art eines Flächenfilters fungieren oder die das Reingas zentral über einen Kamin abführen, wie es in **Abbildung 5** schematisch wiedergegeben ist. Ein großer Vorteil der Containerbauweise liegt in der Möglichkeit, je nach Kapazitätsnotwendigkeit für die Reinigungsleistung und bei begrenzt zur Verfügung stehendem Platz, eine Abluftreinigungsanlage durch modulären Aufbau den vor-Ort-Bedingungen anpassen zu können.



**Abb. 5:** Biofilter oder Rieselfbettreaktor in Containerbauweise. Dargestellt ist eine Variante mit zentralem Reingaskamin.

### 2.4.3 Biowäscher

*Abgasbehandlung in Adsorber und mit Belebtschlamm*

Nach der Richtlinie VDI 3478 (1996) bzw. VDI 3478 Blatt 1 (2008) und VDI 3478 Blatt 2 (2008) sind Biowäscher definitionsgemäß biologische Abgasreinigungsverfahren, bei denen das Abgas in einem Absorber mit einer Belebtschlamm suspension gewaschen wird, die anschließend abgetrennt und in ein Belebungsbecken geleitet wird, in dem die adsorbierten Abgasbestandteile vom Belebtschlamm abgebaut werden. Die Schlamm suspension bzw. die Waschflüssigkeit wird im Kreis gepumpt. Diese Prozessflüssigkeit dient den Mikroorganismen als Substratquelle. Durch Verdunstung oder auch Mineralisierung kann es zu einer Aufsalzung der Waschflüssigkeit kommen, warum regelmäßig eine ausreichende Frischwasserzufuhr wichtig ist.

*Ort des Abbaus  
je nach Typ ver-  
schieden*

Die gebräuchlichsten Biowäscher halten zwei Typvarianten vor und unterscheiden sich im wesentlichen durch den Ort der Abbauvorgänge der Rohgasinhaltsstoffe. Zum einen befinden sich Füllkörper direkt im Abluftstrom und werden hier als Tropfkörper betrieben, so daß Absorption und Abbau der gelösten Stoffe am selben Ort stattfindet. In der zweiten Variante vollzieht sich die Absorption ebenfalls in direkten Kontakt mit dem Rohgas, doch sind die Abbauvorgänge in einem separaten Belebungsbecken außerhalb des eigentlichen Biowäschers lokalisiert (**Abb. 6**). Die dort befindlichen Mikroorganismen müssen im Belebungsbecken mit ausreichend Sauerstoff versorgt werden, um einen oxidativen Abbau zu gewährleisten (FISCHER *et al.* 2002). Dieser Vorgang ist mit dem Belebungsbecken in Abwasserreinigungsanlagen zu vergleichen. Die metabolische Aktivität findet im Allgemeinen unter mesophilen Milieubedingungen statt.

*Aerosolausträge  
durch Flüssig-  
keitsausbringung  
im Luftstrom*

Die Effizienz dieser Verfahren hängt u.a. auch davon ab, ob eine gleichmäßige Flüssigkeitsverteilung über dem Wäscherquerschnitt möglich ist. Als Begleiterscheinung dieser über Düsen oder Drehsprenger bewerkstelligten Flüssigkeitsausbringung sind aber auch Aerosolausträge wahrnehmbar, die durch Tropfenabscheider (Drahtgestrick, Prallflächen) minimiert werden, so daß Tropfen  $> 5 \mu\text{m}$  nahezu quantitativ abgeschieden werden (HAHNE 2004). Für den Tropfengrößenbereich unterhalb von  $5 \mu\text{m}$  wurden in einem Versuch mit einem Drehsprenger hauptsächlich Tropfen mit einem Durchmesser von  $1 \mu\text{m}$  festgestellt. Mit dem Tropfenaustrag in die Umwelt werden auch Mikroorganismen freigesetzt (HAHNE u. MEYER 2004).

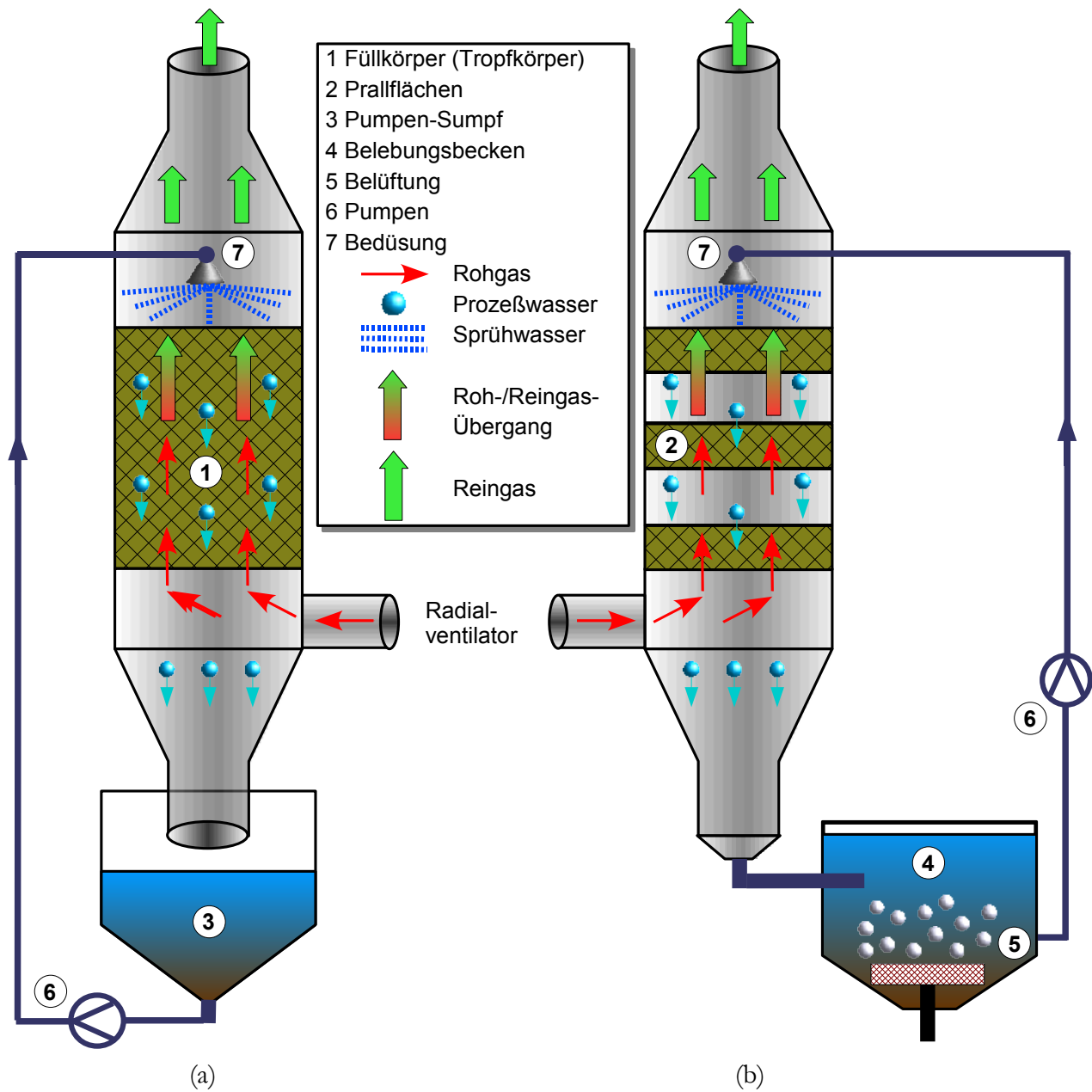
*Entfernung von  
Überschuß-  
schlamm*

Im Gegensatz zu Biofiltern sind Biowäscher gegenüber erhöhten Staubfrachten im Rohgas nicht so empfindlich, da der in der Kreislaufflüssigkeit suspendierte Staub als Energiequelle für die Mikroorganismen dient und der prozeßbedingt anfallende Überschussschlamm regelmäßig entfernt wird (SCHIRZ 1990).

## 2.4.4 Kombinationsanlagen

*Kaskadierung  
mehrerer Ver-  
fahren*

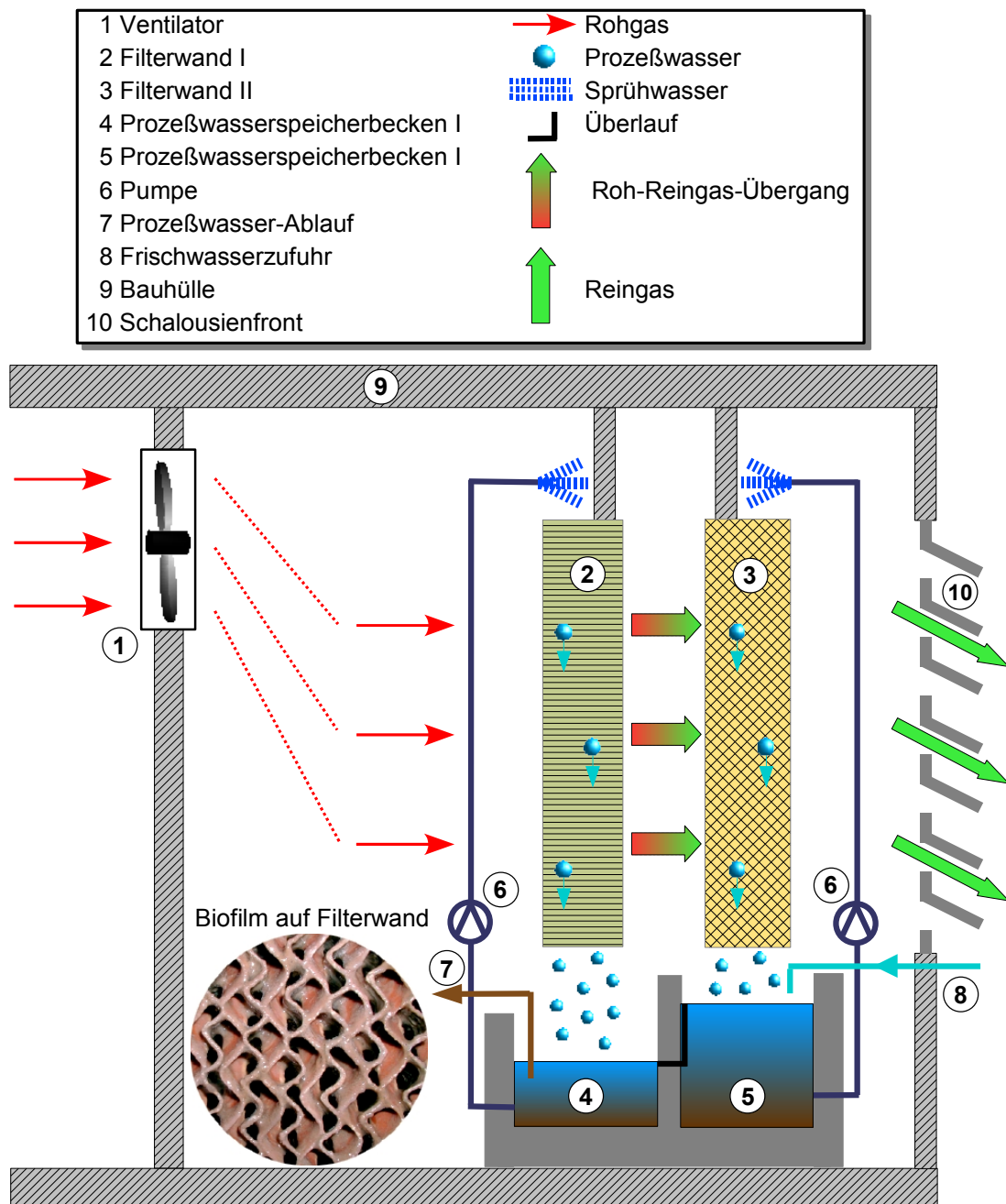
Eine Steigerung der Wirkungsgrade biologischer Abluftreinigungssysteme verspricht prinzipiell die Kombination unterschiedlicher, speziell wirksamer Verfahrensschritte, die modular zusammengesetzt werden können und einfachhalber als Kombi-Anlagen bezeichnet werden. In der landwirtschaftlichen Tierhaltung wird derzeit hauptsächlich zwischen 2- und 3-Stufenverfahren unterschieden. In der 1. Stufe wird das Rohgas über Wasserberieselung an einer grobporige Filterwand konditioniert, was auch zu einer Staubabscheidung führt. Im 2. Verfahrensschritt erfolgt eine Chemowäsche zur Eliminierung des Ammoniaks. Hierzu eignen sich grundsätzlich Zusätze von Säuren, die mit dem Ammoniak wasserlösliche Salze bilden. Die Reaktion zwischen dem gasförmigen Ammoniak und dem säuredotierten Waschwasser erfolgt ebenfalls an einer Filterwand. Zu guter letzt wird im 3. Prozeßschritt der eigentliche Biofilter nachgeschaltet, um über das Biofilterbettmaterial primär den Geruchsabbau zu erreichen.



**Abb. 6:** Schematischer Aufbau eines Tropfkörperbiowäschers (a) und eines Biowäschers mit Belebtschlamm (b) nach FISCHER *et al.* (2002), modifiziert.

*Variation der  
Kaskaden je  
nach Bedarf*

Erst die Verknüpfung aller einzelnen Verfahren soll eine quantitative und betriebsstabile Staub- und Ammoniakabtrennung wie auch einen vollständigen Geruchsabbau trotz höherer Anforderungen an die Systemsteuerung gewährleisten (VAN DEN WEGHE 2002). Am Stufenaufbau diesen Anlagentyps ist zu erkennen, daß abhängig vom Standort und Umweltschutzziel die Modulanzahl variiert werden kann, je nachdem, ob beispielsweise nur Ammoniak (2-stufig) oder zusätzlich auch Geruch zu minimieren ist (3-stufig). Die **Abbildung 7** stellt eine 2-stufige Kombinationsanlage vor.



**Abb. 7:** Schematischer Aufbau einer 2-stufigen Kombinationsanlage mit ihren Bau- und Funktionselementen. Eingebildet ist zusätzlich ein mit Biofilmrassen überzogener Filterwandausschnitt (nach KOELEMAN 2005, modifiziert).

### 2.4.5 Verfahrensvarianten im Vergleich

*Wirkungsgrade,  
Anforderungen  
und Kosten der  
Verfahren im  
Überblick*

Die geschilderten Abluftreinigungstypen werden in ihren Anwendungsmöglichkeiten unterschiedlich bewertet, was sich letztlich auch auf ihre Häufigkeit in der Praxis auswirken dürfte. HAHNE und VORLOP (2001) stellten bereits wichtige Auswahlkriterien für Abluftreinigungsanlagen in der Schweinemast zusammen, indem sie für verschiedene Rahmenbedingungen (z.B. Volumenströme, Ammoniak, Staub, Abwasseranfall, Kostenaufwand) Tauglichkeitsgrade für Staubfilterung, Sprühwäscher, Biofilter, Rieselbettreaktoren, Biowäscher und saure Wäscher definierten. Später wurden von HAHNE *et al.* (2002) die für die Nutztierhaltung wichtigsten Verfahrensvarianten der Abluftreinigung zusammenfassend dargestellt und entsprechend ihrer Abscheideleistungen klassifiziert (**Tab. 2**). Dabei werden vollständigerweise auch Angaben zu den zu erwartenden Rückhalteeffizienzen von Ammoniak und Geruch gemacht. Zur Erlangung der gewünschten Wirkungsgrade müssen die Betriebsparameter eine gewisse Mindestauslegung aufweisen. GRIMM (2005) hat dies für die erwähnten Abluftreinigungsverfahren zusammengetragen (**Tab. 3**) und darüber hinaus auch die Investitions- und Betriebskosten am Beispiel der Schweinemast genannt (**Tab. 4**). Diese und weiterführende Informationen zu den gängigen Abluftreinigungsverfahren finden sich außerdem in der KTBL-Schrift 451 (2006).

**Tabelle 2.** Abscheidevermögen von Abluftreinigungsanlagen für zwangsentlüftete Tierställe (HAHNE *et al.* 2002).

Anlagenart	Nutzung	a.) Aufstallung b.) Entlüftung	Abscheidung von		
			Staub	NH <sub>3</sub>	Geruch
Chemische Wäscher	Schweine, Rinder; Trockenkot- lager	a.) Spaltenboden b.) zentral/Halle	70% <sup>1)</sup>	90% <sup>1)</sup>	n.g. <sup>1)</sup>
Rieselbettreaktoren	Schweine, Rinder	a.) Spaltenboden b.) zentral/ Unterflur	70% <sup>0)</sup>	70% <sup>2)</sup>	k.R.w. <sup>2)</sup> 300 GE/m <sup>3</sup>
Biofilter	Schweine, Rinder	a.) Spaltenboden b.) dezentral	70% <sup>0)</sup>	n.g. <sup>3)</sup>	k.R.w. <sup>2)</sup> 300 GE/m <sup>3</sup>
2-stufige Kombinationen - chem. Wäscher/ Rieselbettreaktor - chem. Wäscher/ Biofilter	Schweine, Rinder; Trockenkot- lager	a.) Spaltenboden b.) zentral/Halle	> 70% <sup>0)</sup>	90% <sup>1)</sup>	k.R.w. <sup>2)</sup> und 300 GE/m <sup>3</sup>
3-stufige Kombi-Anlage - Wasserwäsche/ chem. Wäsche/ Biofilter	Schweine, Rinder, Geflügel; Trockenkot- lager	a.) alle Fest-/ Flüssigmist- verfahren b.) zentral/Halle	90% <sup>4)</sup>	90% <sup>4)</sup>	k.R.w. <sup>4)</sup> und 300 GE/m <sup>3</sup>

chem. = chemisch

k.R.w = Kein Rohgasgeruch im Reingas wahrnehmbar

n.g. = nicht geeignet

GE = Geruchseinheiten

<sup>0)</sup>Staub wird in allen Systemen mehr oder weniger abgeschieden. Da es bisher für erst wenige der aufgeführten Anlagen Staubmessungen gibt, sind die kursiv gedruckten Abscheideleistungen – bezogen auf die Verfahrenstechnik – geschätzt. Bei Kombinationen ist der Abscheidegrad größer als bei einem der Teilsysteme.

<sup>1)</sup>Staub wird nach vorliegenden Messungen in chemischen Wäschern mit ca. 70% abgeschieden.

Ammoniak wird in Abhängigkeit vom Schwefelsäurezusatz fast vollständig abgeschieden. Die Restemissionen ergeben sich aus der kontinuierlichen Säurezudosierung und der notwendigen Abschlämmrate.

Geruch wird nur teilweise umgesetzt, jedoch mit zusätzlichen Komponenten aus der Säureumsetzung angereichert. Zur alleinigen Geruchsminderung sind chemische Wäscher dieser Bauart deshalb nicht geeignet.

<sup>2)</sup>Ammoniak wird im Wäschersystem nitrifiziert und Nitrit/Nitrat müssen ausgeschleust werden. Für die Systeme einiger Firmen liegen Messungen vor, die zu einem „groen Label“ in den Niederlanden geführt haben. Das bedeutet, daß diesen Anlagen ein garantierter Ammoniakabscheidungsgrad von 70% attestiert wird. Dieser ist dauerhaft nur mit einer automatischen pH-Wertregelung zu erreichen.

Geruch: Kein Rohgas im Reingas und 300 GE/m<sup>3</sup> können eingehalten werden, jedoch sind bei zentralen Punktquellen die besonderen Ausbreitungsbedingungen zu beachten (...).

<sup>3)</sup>Ammoniak aus der Schweine- und Rinderstallabluft wird im Biofilter nitrifiziert – in Abhängigkeit von der biologisch aktiven Schichthöhe und ansonsten durchgelassen. Zur gezielten Ammoniakabscheidung sind Biofilter nicht geeignet.

<sup>4)</sup>Staub, Federn und Hautabrieb, sowie Einstreuanteile werden – besonders bei eingestreuten Masthähnchenställen in der großflächigen Wasserwand nach vorliegenden Messungen – fast vollständig abgeschieden.

Ammoniak-Abscheidung ist im zweistufigen Verfahren optimal zu steuern, da über eine pH-Wertregelung die Verdünnung und die Säureaufkonzentrierung in einer doppelt großen Wasservorlage stattfindet.

Geruch wird bei ausreichend dimensioniertem Biofilteranteil und ordnungsgemäßigem Betrieb so weit umgesetzt, daß die Abstandsregelung (...) eingehalten werden kann.



**Tabelle 3.** Technische Auslegung für Verfahren der biologischen Abluftreinigung (GRIMM 2005).

Betriebsparameter	Chemischer Wäscher	Rieselbettreaktor (Biowäscher)	Biofilter	Kombi-Verfahren (3-stufig)
Luftführung	Zentral	Zentral	(De-)Zentral	Zentral
Bauweise	Turm oder Kompaktbauweise	Turm oder Kompaktbauweise	Flächenbiofilter	Filterhaus
Flächenbelastung* ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-2}$ )	5.000 – 7.500	1.450 – 7.000	250 – 350	1.000 – 1.690
Volumenbelastung* ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-2}$ )	25.000	1.450 – 5.800	275 – 1.000	–
Strömungsgeschwindigkeit ( $\text{m sec}^{-1}$ )	3	0,4 – 2	< 0,1	< 1 – 1,5
Verweilzeit (sec)	2	1 – 3	3,6 – 12	0,8 – 0,9 (nur Filterwände)
Druckverlust (Pa)	< 40	< 60 – 70	< 20 – 100	< 60 – 100
Ansäuerung / pH-Regelung	ja	– / ja	–	ja
Pumpenleistung <sup>#</sup> (kW)	3	1,2 – 4	0 <sup>§</sup> – 1,5	2 – 3

\* bezogen auf die maximale Luftrate

<sup>#</sup> Anschlußleistung 1.000 Mastplätze<sup>§</sup> Wasservordruck

**Tabelle 4.** Investitions- und Betriebskosten von Abluftreinigungsanlagen am Beispiel der Schweinemast (GRIMM 2005).

Kostenposition	Chemischer Wäscher	Rieselbettreaktor (Biowäscher)	Biofilter	Kombi-Verfahren (3-stufig)
Investitionskosten je Mastplatz (€)	39 – 58	52 – 70	23 – 35	45 – 70
Betriebskosten je Mastschwein (€)	1,75 – 2,55	0,60 – 1,75	1,15 – 1,75	1,15 – 2,05
Gesamtkosten je Mastschwein (€)	3,20 – 4,70	2,50 – 4,35	2,00 – 3,05	2,80 – 4,65

Berechnungsgrundlage: 1.000 Mastschweine, 2,7 Umtriebe pro Jahr, 10 Jahre Abschreibung auf Investitionen; ohne Zusatzkosten für Ventilatoren, Luftführung, Abwasserlagerung und -ausbringung.

## 2.5 Probenahme- und Meßmethoden für Bioaerosole

### *Einflußfaktoren bei der Probenahme*

Die Sammeltechniken für Bioaerosole müssen einerseits auf die Belange einer befriedigenden partikulären Sammeleffizienz ausgerichtet sein, andererseits aber auch den Sammelstress für Mikroorganismen soweit minimieren können, damit die Kultivierungsfähigkeit der Luftkeime größtmöglich erhalten bleibt. Im Vorfeld der Probenahmen sind die Mikroorganismen jedoch bereits Einflüssen ausgesetzt, die die Überlebensfähigkeit der Keime entscheidend mit beeinflussen. So ist allein das keimtragende Material hierfür von Bedeutung und bestimmt mit über die biologische Halbwertszeit von Bakterien, die an Stäuben unterschiedlicher Herkunft assoziiert sind (VON DOSSOW 1990). Einmal der Luft ausgesetzt entscheiden Qualität und Quantität der physikalischen und chemischen Faktoren (Temperatur, Feuchtigkeit, Strahlung, Ozon, Sauerstoff, *open air factor*; Cox 1995b) über die Vitalität der Keime. Weiterhin muß bei der Ermittlung von Luftkeimzahlen auch der Proben-transport (Temperatureinfluß u.a.) und die Aufarbeitung im Labor (Nährmedienart, Bebrütungstemperatur u.a.) selbst als Einflußparameter bedacht werden (BÖHM *et al.* 1998).

### *(Un-) Genauigkeit der Luftkeimbestimmung*

Nach BÖHM *et al.* (1998) existiert kein Verfahren, daß für jeden Zweck und jede Sammelsituation geeignet ist. Daher sind die festgestellten Luftkeimzahlen als relative Meßwerte aufzufassen, die durch das jeweils angewendete Verfahren bestimmt worden sind. Neben dem Sedimentationsverfahren lassen sich die relevanteren volumenbezogenen Verfahren in mechanische und optische Sammel- und Meßverfahren einteilen.

## 2.5.1 Mechanische Sammelverfahren

Die volumenbezogenen Bioaerosolsammelverfahren lassen sich grundsätzlich in drei Kategorien einteilen: (1) Impaktion, (2) Impingement und (3) Filtration.

*Impaktion – das  
Aufprall-  
verfahren*

Die Impaktion nutzt die physikalische Trägheit von Partikeln im Luftstrom aus, um Teilchen auf festen Oberflächen dauerhaft zu binden (Trägheitsabscheidung). Hierzu wird geräteintern ein plötzlicher Richtungswechsel der partikelsammelnden Luftströmung herbeigeführt, so daß die Partikel infolge ihres Trägheitsmomentes diesem Strömungswechsel nicht folgen können und sodann auf Oberflächen impaktiert werden. Solche Oberflächen können z.B. feste Nährböden sein. Vertreter dieser Arbeitsweise sind sog. Schlitzsammler wie der *Casella slit sampler* (CSS, BOURDILLON *et al.* 1941) oder der *Automated bioaerosol sampler* (ABS, PAHL *et al.* 1997).

*Impaktion und  
Partikelgrößen-  
bestimmung*

Ein Standardgerät stellt der *Andersen-Sammler* dar (ANDERSEN 1985). Dieses als 6-stufiger Kaskadenimpaktor konzipierte Instrument kann mit Nähragar-befüllten Petrischalen beschickt werden, die übereinander im Gerät angeordnet sind. Verschiedene Lochdurchmesser in den einzelnen Impaktorstufen bedingen eine größenselektive Auftrennung des aspirierten Aerosols. Aufgründdessen lassen sich von  $> 8 \mu\text{m}$  bis  $< 1 \mu\text{m}$  Partikel sammeln, so daß auch alveolengängige Fraktionen bestimmt werden können (BÖHM *et al.* 1998). Die Sammeleffizienz beträgt für Partikel mit  $d_{ac} < 2,5 \mu\text{m}$  mehr als 90% und wird von äußeren Windeinflüssen nicht negativ beeinflusst; ganz im Gegensatz zu den Schlitzsammlern (GRIFFITHS u. DECOSEMO 1994).

*Hand-held-  
Apparate*

Einen portablen Bioaerosol-Probenehmer stellt der *Reuter Centrifugal Aerosol Sampler* (RCS) dar (MACHER u. FIRST 1983). In der Innenwand einer nach oben offenen Metalltrommel wird ein Agarstreifen eingelegt. Innerhalb der Trommel befindet sich ein elektrisch betriebener Propeller, der die Umgebungsluft über die oberseitige Trommelöffnung ansaugt und infolge der entstehenden Fliehkräfte die biogenen Partikel auf den Nährstreifen impaktiert. Dieser Sammlertyp kann keine Aufschlüsse über die Partikelgrößenverteilung liefern, vielmehr liegt der Vorteil in seiner kompakten Bauweise, warum der RCS als *hand-held*-Instrument leicht einsetzbar ist (GRIFFITHS u. DECOSEMO 1994).

*Impingement –  
das Suspensions-  
verfahren*

Beim Impingement wird die angesaugte Luft durch eine Flüssigkeit geführt, so daß sich ein Übertritt der Partikel von der Gas- in die Flüssigkeitsphase vollzieht (Auswascheffekt). Diese Methode eignet sich nach BURGE und SOLOMON (1987) besonders für den Nachweis löslicher Luftbestandteile (z.B. Endotoxine) und Bakterien wie Viren, die eine schonende Sammelprozedur benötigen. Obgleich üblicherweise mit konstanten Flußraten gearbeitet wird, kann im Prinzip durch deren Variation nach Größe der keimtragenden Partikel aufgetrennt werden. Da meist ein großes Partikelgrößenspektrum abgedeckt werden soll, wird das Aerosol mit hohen Geschwindigkeiten in die Flüssigkeiten geleitet. Dies bezweckt daneben auch ein Aufbrechen von Bakterienkonglomeraten (BÖHM *et al.* 1998), so daß die Vereinzelung der Mikroorganismen auf diese Weise i.d.R. auch eine höhere Ausbeute erbringt. Der bekannteste Vertreter dieser Gruppe ist der *All Glass Impinger 30* (AGI-30, BRACHMANN *et al.* 1964), der durch den Einbau einer kritischen Düse, deren Öffnung frontal nur 30 mm vom Boden des Probenahmegefäßes entfernt ist, die besagten hohen Aufprallgeschwindigkeiten gewährleistet. Der AGI-30 zählt neben dem Andersen-Impaktor zu der Standardluftkeimsammelmethode,

*AGI-30*

<i>Varianten des Impingements</i>	obgleich modifizierte Impinger existieren wie der <i>Multistage Liquid Impinger</i> (MLI, MAY 1966) oder der neuere <i>BioSampler</i> (SKC Inc., USA), der durch die besondere geometrische Anordnung nicht einer, sondern von drei, tangential zur Probenahmegefäßwand positionierten Einlaßöffnungen hervorsticht, die Partikel intensiver verwirbeln und impaktieren, wodurch höhere Sammeleffizienzen bei gleichzeitig schonender Dispersion der Mikroorganismen in der Waschflüssigkeit möglich werden sollen (LIN <i>et al.</i> 2000, WILLEKE <i>et al.</i> 1998). Außerdem können im <i>BioSampler</i> auch visköse Waschflüssigkeiten eingesetzt werden, die die maximale Probenahmedauer von 30 min im Falle des AGI-30 auf mehrere Stunden Einsatz erhöhen, da die für wäßrige Medien eintretenden Evaporationen während der Sammlung stark gemindert werden. Dies könnte gerade in Umgebungen mit niedrigen Bioaerosolkonzentrationen von Interesse sein, um über die Sammelzeit ausreichend nachweisbare Partikelkumulationen herbeizuführen.
<i>Filtration mit Siebeffekt</i>	Die Filtration nutzt zum Auffangen von luftgetragenen Partikeln unter Sogeinwirkung die Trägheitskräfte der auf eine Filterscheibe zu beaufschlagenen Partikel wie auch Diffusionskräfte und Siebeffekte aus (BURGE u. SOLOMON 1987). Für die Sammeleffizienz weiter verantwortliche Kräfte sind der Sperreffekt, die Gravitation und elektrische Felder zwischen Filtermaterial und geladenen Partikeln (BÖHM <i>et al.</i> 1998, LEE u. RAMAMURTHI 1993). Der Verwendung verschiedener Filtermaterialien kommt eine besondere Bedeutung zu. Unterschieden werden kann grundsätzlich zwischen wasserlöslichen und wasserunlöslichen Materialien. Zu ersteren gehören Gelatinefilter, die allerdings gegenüber Temperatureinflüssen (z.B. Verflüssigung) und mechanischen Einwirkungen (Leckagen) empfindlich reagieren. Letztere umfassen Faserfilter und Membranfilter. Glasfaserfilter und Polycarbonatfilter mit definierten Porengrößen können für beide Filtertypen exemplarisch genannt werden.
<i>Filterqualitäten bestimmen Abscheidegrad und Vitalität der Keime</i>	Obwohl die Sammlung mikrobieller Aerosole mit der Filtrationstechnik große Volumenströme bei hohen Abscheidegrad gewährleistet, besteht der Hauptnachteil dieser Sammelmethode in der Austrocknung der Mikroorganismen auf dem Filter (GRIFFITHS u. DECOSEMO 1994). Kulturelle Nachweise können hierdurch nachhaltig verschlechtert werden, warum die Benutzung von Gelatinefilter mit Eigenwasseranteil eine Option darstellt, diesem negativen Einfluß während der Sammelprozedur entgegenzuwirken, so daß überlebende Mikroorganismen vermehrungsfähig kultiviert werden können.
<i>IOM-Filtration</i>	Ein bekanntes Verfahren stellt die Benutzung des <i>IOM</i> - (Institute of Occupational Medicine, Edinburgh, Scotland) <i>Filtrationsverfahren</i> dar (MARK u. VINCENT 1986), das ursprünglich für die Probenahme einatembarer Stäube konzipiert wurde und neben gravimetrischen Auswertungen auch eine anschließende Analyse der gesammelten Staubmasse auf Staubinhaltsstoffe wie Endotoxine ermöglicht. Mit geeigneten Filtermaterialien kann die Filtration ebenso für die Bioaerosolbeprobung nutzbar gemacht werden. Ein Pendant zum IOM-System stellt der <i>PGP-Sammler</i> dar, der als ein Verfahren zur Bestimmung der Schimmelpilz- und Bakterienkonzentration am Arbeitsplatz Eingang gefunden hat (BIA 1997a, b).
<i>Zyklone</i>	Nicht unerwähnt bleiben sollen die <i>Zyklone</i> , die u.a. auch mit Filterscheiben ausgerüstet sind, diese aber nur als Auffangfläche für über Zentrifugalkräfte im Zyklon separierte Partikel dienen. Dadurch können je nach Zyklongeometrie und Flußraten partikelselektive Probenahmen durchgeführt werden, so daß z.B. ausschließlich alveolengängige Teilchen gesammelt werden.

### *Sammelverfahren in der Literatur als Übersicht*

Ergänzende Darstellungen über die Typen verschiedener Bioaerosol-Sammler, sowie deren Spezifikationen und Limitationen als auch der Analyseoptionen nach erfolgter Sammlung sind nicht nur bei GRIFFITHS und DeCOSEMO (1994), sondern können auch bei HENNINGSON und AHLBERG (1994), EDUARD und HEEDERIK (1998), METHA *et al.* (2000), LI *et al.* (2000) oder KÄMPFER *et al.* (1999) thematisch vertieft werden.

## **2.5.2 Optische Meßverfahren**

### *Online-Messung von Partikel- masse und -größe*

Die im vorangegangenen Kapitel dargestellten Sammelverfahren erlauben nur zeitlich eng begrenzte Probenahmen, die aber wiederum soweit ausgedehnt sind, daß der hierüber ermittelte Wert einem Durchschnittswert innerhalb des Probenahmezeitfensters gleichkommt. Mit kontinuierlich messenden Geräten lassen sich zeitlich hoch aufgelöste Angaben nicht nur der Partikelgesamtzahl bzw. Staubmasse, sondern auch eine für hygienische Bewertungen wichtige Kategorisierung von Partikelgrößen erzielen. Hierzu können die Partikel originär in der Luft oder auch in Flüssigkeiten dispergiert vorliegen.

### *Meßprinzip über Streuung und Beugung*

Das häufigste angewandte physikalische Meßprinzip der optischen Partikelmessung beruht auf Streu- und Beugungseffekte wie auch Extinktionseffekte der Partikel, über die Konzentrationen und Partikelgrößenverteilungen ermittelt werden können. Dazu muß eine Vereinzelung der über das Gerät angesaugten Partikel erfolgen, die mit Hilfe eines Luftstromes in die Meßzelle befördert werden. Getroffen von einem fokussierten Lichtstrahl (z.B. Laserstrahl) wird der Lichtstrahl kurzweilig unterbrochen, so daß die am Photodetektor registrierte Intensität auf Null geht. Diese Pulsdauer ist proportional zum Partikeldurchmesser. Die Streueffekte der Partikel ausnutzend lassen sich über den Winkel des rückstreuenden Lichtes ebenfalls Partikelgrößen mathematisch ableiten. Damit können üblicherweise Partikelgrößen von etwa 0,1 bis 100 µm Größe kontinuierlich gemessen werden (HINDS 1982, MITCHELL 1995). Allerdings sind bereits auch Meßgeräte für den Ultrafeinstaubbereich verfügbar (z.B. GOLZ 2002).

## **2.5.3 Probenahmen in strömenden Gasen**

### *Meßbarkeit im Stallraum*

Allen Probenahmen gemein ist der Anspruch auf Repräsentativität, da die Messung zeitlich und örtlich nur eine Stichprobe darstellt. Die Sammlung von Bioaerosolen in geschlossenen Räumen wie die der Tierhaltung erfolgt unter chaotischen, nicht vorhersagbaren Strömungsverhältnissen der umgebenen Luft bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten, die im Bereich von etwa 0,2 bis 1,0 m sec<sup>-1</sup> liegen. Anforderungen an ein isoaxiale und isokinetische Sammelprozeduren sind daher nicht möglich und notwendig (WATHES 1995).

### *Meßbarkeit in der Abluft*

Anders liegen die Verhältnisse bei schnell strömenden Gasen, wie sie in Abluftkaminen anzutreffen sind. Zur Charakterisierung der Bioaerosole in der Abluft wird ein Teilstrom für die Probenahme abgezweigt. Dieser Teilstrom hat unter optimalen Bedingungen die gleichen Charakteristika aufzuweisen wie der Hauptstrom selbst, d.h. Konzentration und Partikelgrößenverteilung der Bioaerosole sind identisch. Zur Gewährleistung dieser Anforderungen sind

### *Isoaxiale und isokinetische Probenahme*

isoaxiale und isokinetische Probenahmebedingungen zu schaffen. Für eine isoaxiale Probenahme muß die benutzte Probenahmesonde strömungsparallel, mit der Sondenöffnung entgegen der Strömungsrichtung positioniert werden. Dies setzt allerdings einen laminaren, frei von turbulent-wirbelnden Eigenschaften behafteten Luftstrom im Abluftkamin voraus. Der Einbau von Strömungsgleichrichtern kann entsprechend adäquate Verhältnisse schaffen. Da auch sonst nicht mit einem über den Querschnitt des Kamins gleichmäßigen Strömungsprofil gerechnet werden darf, sind z.B. Netzmessungen nach VDI/VDE 2640 Blatt 1 (1993) und Blatt 3 (1983) notwendig, um auf die mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Abluftkamin schließen zu können. Dies ist eine Voraussetzung für die Realisierung einer isokinetischen Probenahme.

### *Folgen bei der Abweichung isokinetischer Bedingungen*

Die isokinetische Probenahme bedeutet, daß die an der Sondenöffnung wirksame vom Probenahmesystem selbst bewirkte Strömungsgeschwindigkeit  $U_s$  der Teilstromentnahme gleich der Strömungsgeschwindigkeit  $U_0$  im Hauptluftstrom des Abluftkamines ist. Nur wenn  $U_s$  gleich  $U_0$  ist ( $U_s = U_0$ ), werden die Partikel unterschiedlicher Größe repräsentativ gesammelt. Sollte diese Bedingung nicht eingehalten werden können, ergibt sich nach WIGHT (1994) bei

- $U_s > U_0$ : Große Partikel werden vermindert gesammelt, da diese aufgrund ihrer Trägheitskräfte den vermehrt angesaugten Luftmengen nicht in die Sondenöffnung folgen können;
- $U_s < U_0$ : Weniger Luft wird angesaugt und große Partikel können nicht dem Luftstrom um die Sonde folgen, so daß vermehrt größere Partikel gesammelt werden.

### *VDI-Richtlinien als Grundlage*

Die technischen Grundvoraussetzungen für die Bestimmung der Partikelbelastung eines durch Abluftkamine strömenden Staub-Gas-Gemisches liefert die VDI-Richtlinie 2066, Blatt 1 (2006). Für Zwecke der Staubmassengewinnung und zur Feststellung unterschiedlicher Größenfraktionen wie auch bei geringer Staubbeladung des Abluftvolumenstromes sind Details verwendbarer Probenahmetechniken in der VDI 2066 Blatt 5 (1994) und Blatt 7 (1993) dargestellt. Berücksichtigt werden jedoch nicht Belange der Bioaerosolbeprobung, wie sie zum Nachweis von vermehrungsfähigen Mikroorganismen notwendig wären.

## 2.6 Quellennachweis

AARNINK, A.J.A.; ROELOFS, P.F.M.M.; ELLEN, H.; GUNNINK, H. (1999): Dust sources in animal houses. *Proceedings on Dust Control in Animal Production Facilities*, 30 May-2 June, Aarhus, Denmark, 34-40.

AENGST, C. (1984): Zur Zusammensetzung des Staubes in einem Schweinemaststall. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, 57 S.

ANDERSEN, A.A. (1958): New sampler for the collection, sizing and enumeration of viable inhaled particles. *Journal of Bacteriology*, 76, 471-484.



- ANONYM (2001): Final Technical Work Paper for Air Quality and Odor Impacts. Prepared for the Generic Environmental Impact Statement on Animal Agriculture. Environmental Quality Board, Minnesota Planning, Saint Paul, USA, March 2001, 140 pp.  
<http://www.mnplan.state.mn.us/eqb/geis/TWP's/FinalAirQTWP.pdf>
- BAHADIR, M.; PARLAR, H.; SPITELLER, M. (2000): Umweltlexikon. Springer-Verlag, Berlin, BR Deutschland, 2. Auflage, 1455 S.
- BIA (1997a): Verfahren zur Bestimmung der Schimmelpilzkonzentration in der Luft am Arbeitsplatz, BIA-Arbeitsmappe "Messung von Gefahrstoffen", 18. Lfg. 4/97, Nr. 9420, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld, Herausgeber: Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit, St. Augustin, BR Deutschland.
- BIA (1997b): Verfahren zur Bestimmung der Bakterienkonzentration in der Luft am Arbeitsplatz, BIA-Arbeitsmappe "Messung von Gefahrstoffen", 18. Lfg. 4/97, Nr. 9430, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld, Herausgeber: Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit, St. Augustin, BR Deutschland.
- BÖHM, R.; MARTENS, W.; BITTIGHOFER, P.M. (1998): Aktuelle Bewertung der Luftkeimbelastung in Abfallbehandlungsanlagen. In: Abfall-Wirtschaft. Neues aus Forschung und Praxis, M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, BR Deutschland, 180 S.
- BONDY, G.S.; PESTKA, J.J. (2000): Immunomodulation by fungal toxins. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, Part B, 3, 109-143.
- BOURDILLON, R.B., LIDWELL, O.M.; THOMAS, J.C. (1941): A slit sampler for collecting and counting airborne bacteria. *Journal of Hygiene*, 14, 197-224.
- BRACHMAN, P.S.; EHRLICH, R.; EICHENWALD, H.F.; GABELLI, V.J.; KETHLEY, T.W.; MADIN, S.H.; MALTMAN, J.R.; MIDDLEBROOK, G.; MORTON, J.D.; SILVER, I.H.; WOLFE, E.K. (1964): Standard sampler for assay of airborne microorganisms. *Science*, 144, 1295.
- BROUWER, R. (1987): Prevalence, control and prevention of non-specific lung disorders among pig farmers in The Netherlands. In: Environmental aspects of respiratory disease in intensive pig and poultry houses, including the implications for human health; Bruce, J.M.; Sommer, M. (eds.); Proc. EEC-Meeting Aberdeen, 29-30 Oct. 1986, 133-142.
- BROUWER, R.; BIERSTEEKER, K.; BONGERS, P.; REMIJN, B., HOUTHUIJS, D. (1986): Respiratory symptoms, lung function, and IgG4 levels against pig antigens in a sample of Dutch pig farmers. *American Journal of Industrial Medicine*, 10, 283-285.
- BURGE, H.A.; SOLOMON, W.R. (1987): Sampling and analysis of biological aerosols. *Atmospheric Environment*, 21, 451-456.
- BUTERA, M.; SMITH, J.H.; MORRISON, W.D.; HACKER, R.R.; KAINS, F.A.; OGILVIE, J.R. (1991): Concentration of respirable dust and bioaerosols and identification of certain microbial types in a hog-growing facility. *Canadian Journal of Animal Science*, 71, 271-277.



- CALVET, S.; VAN DEN WEGHE, H.; KOSCH, R.; ESTELLÉS, F. (2009): The influence of the lighting program on broiler activity and dust production. *Poultry Science*, 88, 2504-2511.
- CAMBRA-LÓPEZ, M.; AARNINK, A.J.A.; ZHAO, Y.; CALVET, S.; TORRES, A.G. (2010): Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environmental Pollution*, 158, 1-17.
- CARPENTER, G.A. (1986): Dust in livestock buildings - Review of some aspects. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, 33, 227-241.
- CLARKE, A.F. (1987a): A review of environmental and host factors in relation to equine respiratory disease. *Equine Veterinary Journal*, 19, 435-441.
- CLARKE, A.F. (1987b): Chronic pulmonary disease - a multifaceted disease complex in the horse. *Irish Veterinary Journal*, 41, 258-264.
- CLEAVE, J.; INGRAM, L.; BARBER, E.; WILLSON, P. (2002): Airborne dust, endotoxin, and DNA downwind from swine barns. Sask Pork Project #2000-02, www.saskpork.com, Sask Pork Final Report, October 2002, Canada, 26 pp.  
<http://www.extension.iastate.edu/airquality/reports/saskpork.pdf>  
<http://www.vido.org/pdf/Sask%20Pork%20final%20report%202002-links.pdf>
- CORMIER, Y.; BOULET, L.P.; BEDARD, G.; TREMBLAY, G. (1991): Respiratory health of workers exposed to swine confinement buildings only or to both swine confinement buildings and dairy barns. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, 17, 269-275.
- CORMIER, Y.; TREMBLAY, G.; MERIAUX, A.; BROCHU, G.; LAVOIE, J. (1990): Airborne microbial contents in two types of swine confinement buildings in Quebec. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 51, 304-309.
- COX, C.S. (1987): The aerobiological pathway of microorganisms. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England, 293 S.
- COX, C.S. (1995a): Physical aspects of bioaerosol particles. In: Bioaerosols Handbook, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 15-25.
- COX, C.S. (1995b): Stability of airborne microbes and allergens. In: Bioaerosols Handbook, C.S. Cox and C.M. Wathes (Hrsg.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 77-99.
- CROOK, B.; EASTERBROOK, A.; STAGG, S. (2008): Exposure to dust and bioaerosols in poultry farming. Summary of observations and data. Health and Safety Laboratory, Buxton, United Kingdom, Research Report 655, 72 pp.
- DANUSER, B.; WYSS, CH.; HAUSER, R.; VON PLANTA, U.; FÖLSCH, D. (1988): Lungenfunktion und Symptome bei Beschäftigten in Geflügelbetrieben. *Sozial- und Präventivmedizin*, 33, 286-291.

- DAWSON, J.R. (1990): Minimizing dust in livestock buildings: Possible alternatives to mechanical separation. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, 47, 235-248.
- DEVALIA, S.L.; GRADY, D.; HARMANYERI, Y.; TABAGCHALI, S.; DAVIES, R.S. (1989): Histamine synthesis by respiratory tract micro-organisms: Possible role in pathogenicity. *Journal of Clinical Pathology*, 42, 516-522.
- DEVINNY, J.S.; DESHUSSES, M.A.; WEBSTER, T.S. (1999): Biofiltration for air pollution control. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 299 pp.
- DFG (2001): MAK- und BAT-Wert-Liste 2001. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Mitteilung 35, Wiley-VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, BR Deutschland.
- DIN 18910-1 (2004): Wärmeschutz geschlossener Ställe - Wärmedämmung und Lüftung - Teil 1: Planungs- und Berechnungsgrundlagen für geschlossene zwangsbelüftete Ställe. Ausgabe November 2004, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 43 S.
- DIN EN 481 (1993): Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel. Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 9 S.
- DONALDSON, A.I.; FERRIES, N.P. (1975): The survival of foot-and-mouth disease virus in open air conditions. *The Journal of Hygiene (Cambridge)*, 74, 409.
- DUTKIEWICZ, J.; TUCKER, J.; BURRELL, R.; OLENCHOCK, S.A.; SCHWEGLER-BERRY, D.; KELLER, G.E. III; OCHALSKA, B.; KACZMARSKI, F.; SKORSKA, C. (1992): Ultrastructure of the endotoxin produced by Gram-negative bacteria associated with organic dusts. *Systematic and Applied Microbiology*, 15, 474-485.
- EBNER, M.; FRANK, A. (1991): Ferntransport von Aeroallergenen: Ungewöhnliches Artenspektrum an Pilzsporen im Alpenraum. *Allergologie*, 14, 95-98.
- EDUARD, W.; HEEDERIK, D. (1998): Methods for quantitative assessment of airborne levels of noninfectious microorganisms in highly contaminated work environments. *American and Industrial Hygiene Association Journal*, 59, 113-127.
- ELHUSSEIN, H., VAN DEN WEGHE, H. (1999): The effect of internal parameter on the dust concentration in broiler houses. *Landtechnik*, 54, 302-303.
- FEDDES, J.J.R.; COOK, H.; ZUIDHOF, M.J. (1992): Characterization of airborne dust particles in turkey housing. *Canadian Agricultural Engineering*, 34, 273-280.
- FISCHER, K.M.; HÜBNER, K.; SCHULZ, R. (2002): Schadgasabscheidung. In: Gasreinigung und Luftreinhaltung, Görner, K.; Hübner, K. (Hrsg.), Springer-Verlag, Berlin, BR Deutschland, F-41 - F-81.
- FOGELMARK, B.; SJÖSTRAND, M.; RYLANDER, R. (1994): Pulmonary inflammation induced by repeated inhalations of beta (1,3)-D-glucan and endotoxin. *International Journal of Experimental Pathology*, 75, 85-90.

- GOLZ, U. (2002): Real time portable aerosol particle sizer (counter) from 0.005 to 20 µm. *Landbauforschung Völkenrode*, 235, 73-76.
- GOODWIN, R.F.W. (1985): Apparent reinfection of enzootic-pneumonia-free pig herds: Search for possible causes. *Veterinary Record*, 116, 690-694.
- GREEN, C.F., GIBBS, S.G., TARWATER, P.M.; MOTA, L.C.; SCARPINO, P.V. (2006): Bacterial plume emanating from the air surrounding swine confinement operations. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 3, 9-15.
- GRIFFITHS, W.D.; DECOSEMO, G.A.L. (1994): The assessment of bioaerosols: A critical review. *Journal of Aerosol Science*, 25, 1425-1458.
- GRIMM, E. (2005): Stand der Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen. *Landtechnik*, 60, 36-37.
- HAHNE, J. (2004): Abluftreinigung in der Schweinehaltung. *Bauen für die Landwirtschaft*, 2, 9-14.
- HAHNE, J.; MEYER, M. (2004): Aerosolbildung bei Abluftwäschern. Jahresbericht 2004 der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, 121-122.
- HAHNE, J.; SCHIRZ, St.; SCHUMACHER, W. (2002): Leitfaden des Landkreises Cloppenburg zur Feststellung der Eignung von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung zur Anwendung in der Genehmigungspraxis und bei der Überwachung. Bekanntmachung des Landkreises Cloppenburg, Niedersachsen, BR Deutschland, Stand vom 14.06.2002, 15 S.  
[http://www.lkclop.de/formulare/kv\\_ba\\_biofilter\\_1.pdf](http://www.lkclop.de/formulare/kv_ba_biofilter_1.pdf)
- HAHNE, J.; VORLOP, K.-D. (2001): Abluftreinigung bei Schweinemastanlagen - Möglichkeiten und Grenzen. In: Emissionen aus der Tierhaltung und ihre Minderung. Vorträge der 3. Informationsveranstaltung „Umweltverträgliche Landwirtschaft“, 2.-3. Dezember 1999, Berlin, BR Deutschland, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL, Hrsg.), Darmstadt, BR Deutschland, KTBL-Arbeitspapier 275, 96-102.
- HANEKE, J. (2011): Mikrobiologische und hydrochemische Charakterisierung von hoch stickstoffhaltigen Waschflüssigkeiten in großtechnischen Abluftreinigungsanlagen an Mastschweineställen. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 184 S.
- HARTMANN, F. (1980): Experimentelle Untersuchungen über die atmosphärische Ausbreitung von Luftkeimen aus Stallanlagen und aus künstlichen Keimquellen. Dissertation Universität Hohenheim, BR Deutschland, 133 S.
- HARTMANN, A.L.; ZEITLER, M.H.; MAUERMAYER, R. (1986): Luftverunreinigungen in Nutztierställen. Arbeitsmedizinische, arbeitshygienische und tierhygienische Aspekte. *Zentralblatt für Arbeitsmedizin*, 36, 37-44.
- HARTUNG, J. (1983): Spurengase im Hühnerstallstaub. Fortschritte der Veterinärmedizin, Band 37: 15. Kongress der Deutschen Veterinärmedizinischen Gesellschaft, 14.-16. April, Bad Nauheim, BR Deutschland, Verlag Paul Parey, 246-250.

- HARTUNG, J. (1986): Dust in livestock buildings as a carrier of odours. In: Odour prevention and Control of organic sludge and livestock farming. Nielsen, V.C.; Voorburg, J.H.; L'Hermite, P. (Hrsg.), Elsevier, London, 321-332.
- HARTUNG, J. (1992): Emissionen luftgetragener Stoffe aus Nutztierställen. *Pneumologie*, 46, 196-202.
- HARTUNG, J. (1994): The effect of airborne particulates on livestock health and production. In: Pollution in Livestock Production Systems. Ap Dewi, I.; Axford, R.F.E.; Marai, I.F.M.; Omed, H. (eds.), CAB International, Wallingford, UK, 55-69.
- HARTUNG, J. (1995): Gas- und partikelförmige Emissionen aus Ställen der Tierproduktion. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift*, 102, 283-288.
- HARTUNG, J. (1997): Staubbelastung in der Nutztierhaltung. *Zentralblatt für Arbeitsmedizin*, 47, 65-72.
- HEBER, A.; GRANT, R.; WU, C.C.; ZIMMERMAN, N.; DU, P.; LIM, T.; FAKHOURY, K.; NI, J. (2001): Atmospheric dispersion of pathogens from ventilation exhausts. Final Report for National Pork Producers Council, Des Moines, Iowa, USA, 9pp., <http://www.porkboard.org/Environment/Research/researchReports/1999PDF/99-234-Heber-Purdue.pdf>
- HELANDER, I.; SALKINOJA-SALONEN, M.; RYLANDER, R. (1980): Chemical structure and inhalation toxicity of lipopolysaccharides from bacteria on cotton. *Infection and Immunity*, 29, 859-862.
- HENNINGSON, E.W.; AHLBERG, M.S. (1994): Evaluation of microbiological aerosol samplers: A review. *Journal of Aerosol Science*, 25, 1459-1492.
- HINDS, W.C. (1982): Aerosol Technology. Properties, behavior, and measurement of airborne particles. John Wiley & Sons Inc., New York, USA, 425 S.
- HINZ, T.; KRAUSE, K.-H. (1987): Emission of respiratory biological-mixed aerosols from animal houses. In: Environmental aspects of respiratory disease in intensive pig and poultry houses, including the implications for human health; Bruce, J.M.; Sommer, M. (eds.); Proc. EEC-Meeting Aberdeen, 29-30 Oct. 1986, 81-89.
- HINZ, T.; LINKE, S. (1998a): A comprehensive study of aerial pollutants in and emissions from livestock buildings. Part 2: Results. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, 70, 119-129.
- HINZ, T.; LINKE, S. (1998b): A comprehensive experimental study of aerial pollutants in and emissions from livestock buildings. Part 1: Methods. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, 70, 111-118.
- HINZE, S.; BERGMANN, K.C.; LÖWENSTEIN, H.; HANSEN, G.N. (1996): Different Schwelldwertkonzentrationen für Sensibilisierungen durch das Rinderhaarallergen Bos d2 bei atopischen und nicht-atopischen Landwirten. *Pneumologie*, 50, 177-181.

- HIRST, J.M. (1995): Bioaerosols: Introduction, retrospect and prospect. In: Bioaerosols Handbook, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 5-14.
- HOHMANN, C. (2002): Biofilme - Gemeinsam sind Bakterien stark. Pharamzeug Zeitung online, no. 5.  
<http://www.pharmazeutische-zeitung.de>
- HOLSTE, D.; MANNEBECK, H. (1997): Biologische Abluftreinigung zur Verminderung von Geruchsemissionen. In: Geruchsemissionen aus der Landwirtschaft, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, BR Deutschland, KTBL Arbeitspapier 244, 94-100.
- HOMES, M.J.; HEBER, A.J.; WU, C.C.; CLARK, L.K.; GRANT, R.H.; ZIMMERMANN, N.J.; HILL, M.A.; STROBEL, B.R.; PEUGH, M.W.; JONES, D.D. (1996): Viability of bioaerosols produced from a swine facility. *Proceedings of the International Conference on Air Pollution from Agricultural Operations*, 7-9 February, Kansas City, Missouri. Ames, Iowa State University, 127-131.
- HU, J.Y.; YU, B.; FENG, Y.Y.; TAN, X.L.; ONG, S.L.; NG, W.J.; HOE, W.C. (2005): Investigation into biofilms in a local drinking water distribution system. *Biofilms*, 2, 19-25.
- HÜBNER, K.; SCHMIDT, P.; SCHULZ, R.; WIGGERS, H. (2002): Partikelabscheidung. In: Gasreinigung und Luftreinhaltung, Görner, K.; Hübner, K. (Hrsg.), Springer-Verlag, Berlin, BR Deutschland, F-2 - F-41.
- IVERSEN, M.; DAHL, R.; JENSEN, E.J.; KORSGAARD, J.; HALLAS, T. (1989): Lung function and bronchial reactivity in farmers. *Thorax*, 44, 645-649.
- IVERSEN, M.; DAHL, R.; KORSGAARD, J.; HALLAS, T.; JENSEN, E.J. (1988): Respiratory symptoms in danish farmers: An epidemiological study of risk factors. *Thorax*, 43, 872-877.
- JESENSKA, Z.; POLAKOVA, O.; POLSTER, M.; KOSKOVA, L.; VASZILKOVA, A. (1981): Potential producers of aflatoxin in working environment. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene, 1. Abt. Originale B, Hygiene*, 172, 382-389.
- JUST, N.; DUCHAINE, C.; SINGH, B. (2009): An aerobiological perspective of dust in cage-housed and floor-housed poultry operations. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 4:13, 8 pp.
- KÄMPFER, P.; BEYER, W.; DANNEBERG, G.; GRÜN, L.; MARTENS, W.; NEEF, A.; PALMGREN, U.; SZEWZYK, R. (1999): Neuere Methoden zum Nachweis und zur Identifizierung luftgetragener Mikroorganismen. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 59, 219-228.
- KOBELT, G. (1995): Biologische Abluftreinigung. Grundlagen - Planung - Betrieb. VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, BR Deutschland, 114 S.
- KOELEMAN, E. (2005): Odour reduction through biofilters. *Pig Progress*, 21, 28-29.

- KROIDL, R.F.; BROCKHAUSEN, G.; NARKUS, A. (1994): Vorratsmilben sind beruflich relevante Allergene in der Landwirtschaft. *Atemwegs- und Lungenkrankheiten*, 20, 46-50.
- KRYSINSKA-TRACZYCK, E.; KIECANA, I.; PERLOWSKI, J.; DUTKIEWICZ, J. (2001): Levels of fungi and mycotoxins in samples of grain and grain dust collected on farms in Eastern Poland. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 8, 269-274.
- KTBL 451 (2006): Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) e.V., Darmstadt, BR Deutschland, 86 S.
- KULLMAN, G.J.; THORNE, P.S.; WALDRON, P.F.; MARX, J.J.; AULT, B.; LEWIS, D.M.; SIEGEL, P.D.; OLENCHOCK, S.A.; MERCHANT, J.A. (1998): Organic dust exposures from work in dairy barns. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 59, 403-413.
- LEE, K.W.; RAMAMURTHI, M. (1993): Filter collection. In: Aerosol measurement. Principles, techniques and applications; Willeke, K.; Baron, P.A. (eds.); John Wiley & Sons Inc., USA, 179-205.
- LEVETIN, E. (1995): Fungi. In: Bioaerosols, H.A. Burge (ed.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 87-120.
- LI, S.-N.; LUNDGREN, D.A.; ROVELL-RIXX, D. (2000): Evaluation of six inhalable aerosol samplers. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 61, 506-516.
- LIN, X.; REPONEN, T.; WILLEKE, K.; WANG, Z.; GRINSHUPN, S.A.; TRUNOV, M. (2000): Survival of airborne microorganisms during swirling aerosol collection. *Aerosol Science and Technology*, 32, 184-196.
- MACHER, J.M.; FIRST, M.W. (1983): Reuter centrifugal air sampler measurement of effective airflow rate and collection efficiency. *Applied and Environmental Microbiology*, 45, 1960-1962.
- MALMBERG, P.; LARSSON, K. (1993): Acute exposure to swine dust causes bronchial hyperresponsiveness in healthy subjects. *The European Respiratory Journal*, 6, 400-404.
- MARK, D.; VINCENT, J.H. (1986): A new personal sampler for airborne total dust in workplace. *The Annals of Occupational Hygiene*, 30, 89-102.
- MARTIN, W.T.; ZHANG, Y.; WILLSON, P.; ARCHER, T.P.; KINAHAN, C.; BARBER, E.M. (1996): Bacterial and fungal flora of dust deposits in a pig building. *Occupational and Environmental Medicine*, 53, 484-487.
- MARTINEC, M.; HARTUNG, E.; JUNGBLUTH, T. (2000): Biofilter. *Landtechnik*, 2, 178-179.
- MAY, K.R. (1966): Multistage liquid impinger. *Bacteriological Reviews*, 30, 559-570.
- McBAIN A.J.; BARTOLO, R.G.; CATRENICH, C.E.; CHARBONNEAU, D.; LEDDER, R.G.; RICKARD, A.H.; SYMMONS, S.A.; GILBERT, P. (2003): Microbial characterization of biofilms in domestic drains and the establishment of stable biofilm microcosms. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 177-185.



- MEHLHORN, G. (1979): Lehrbuch der Tierhygiene. Bd.1, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- METHA, S.K.; BELL-ROBINSON, D.M.; GROVES, T.O.; STETZENBACH, L.D.; PIERSON, D.L. (2000): Evaluation of portable air samplers for monitoring airborne culturable bacteria. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 61, 850-854.
- MILTON, D.K. (1995): Endotoxin. In: Bioaerosols, H.A. Burge (ed.), CRC Press, Boca Raton., Florida, USA, 77-86.
- MITCHELL J.P. (1995): Particle Size Analysers: Practical procedures and laboratory techniques. In: Bioaerosols Handbook, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 177-246.
- MÜLLER, W.; WIESER, P. (1987): Dust and microbial emissions from animal production. In: Animal production and environmental health, Strauch, D. (Hrsg.); World animal Science, B6; Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, Niederlande, 47-89.
- MÜLLER, W.; WIESER, P.; WOIWODE, J. (1977): Zur Größe koloniebildener Einheiten in der Stallluft. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 90, 6-11.
- MUHLE, H. (1994): Respirationstrakt. In: Lehrbuch der Toxikologie, Marquardt, H.; Schäfer, S.G. (Hrsg.), BI-Wissenschaftsverlag, Mannheim-Leipzig-Wien-Zürich, 218-233.
- NANNEN, C., BÜSCHER, W. (2006): Einfluß der Tieraktivität auf Staubfreisetzung und Partikelemissionen. *Landtechnik*, 61, 36-37.
- NANNEN, C., BÜSCHER, W. (2008): Einfluß der Tieraktivität auf die Partikelzusammensetzung in verschiedenen Haltungssystemen der Schweinemast. *Landtechnik*, 63, 170-171.
- NICHOLSON, K.W. (1995): Physical aspects of bioaerosol sampling and deposition. In: Bioaerosols Handbook, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 27-53.
- NICOLAI, R.E.; LEFERS, R.M. (2006): Biofilters used to reduce emissions from livestock housing – a literature review. *Proceedings of the Workshop on Agricultural Air Quality*, Bolger Conference Center, Potomac, Maryland, 5-8 June, USA, 952-960.
- NOWAK, D.; DENK, G.; JÖRRES, R.; KIRSTEN, D.; KOOPS, F.; SZADKOWSKI, D.; WIEGAND, B.; HARTUNG, J.; MAGNUSSEN, H. (1994): Endotoxin-related inflammatory response in nasal lavage fluid after nasal provocation with swine confinement dusts. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 149, A401.
- OBERDÖRSTER, G.; GELEIN, R.M.; FERIN, J.; WEISS, B. (1995): Association of particulate air pollution and acute mortality: Involvement of ultrafine particles ?. *Inhalation Toxicology*, 7, 111-124.
- PAHL, O.; PHILLIPS, V.R.; LACEY, J.; HARTUNG, J.; WATHES, C.M. (1997): Comparison of commonly used samplers with a novel bioaerosol sampler with automatic plate exchange. *Journal of Aerosol Science*, 28, 427-435.

- PEARSON, C.C.; SHARPLES, T.J. (1995): Airborne dust concentrations in livestock buildings and the effect of feed. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 60, 145-154.
- PEDERSEN, S. (1992): Dust and Gases. 2nd Report of Working Group „Climatization of Animal Houses", Commission Internationale du Génie Rural (CIGR) , Faculty of Agricultural Sciences, State University of Ghent, Belgium, 111-147.
- PLATZ, S. (1979): Menge und Ausbreitung von aus Geflügelställen emittierten Bakterien und die durch sie verursachte Kontamination der Umwelt. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 92, 297-301.
- POMEROY, R.D. (1957): De-odorizing of gas streams by the use of microbial growth. U.S. Patent 2.793.096.
- PRIETO, M.D.; LOPEZ, B.; JUANES, J.A.; REVILLA, J.A., LLORCA, J.; DELGADO-RODRIGUEZ, M. (2001): Recreation in coastal waters: Health risks associated with bathing in sea water. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 55, 442-447.
- RAUW, W.M.; KANIS, E.; NOORDHUIZEN-STASSEN, E.N.; GROMMERS, F.J. (1998): Undesirable side effects of selection for high production efficiency in farm animals: A review. *Livestock Production Science*, 56, 15-33.
- REYNOLDS, S.J.; DONHAM, K.J.; STOOKESBERRY, J.; THORNE, P.S.; SUBRAMANIAN, P.; THU, K.; WHITTEN, P. (1997): Air quality assessment in the vicinity of swine production facilities. *Journal of Agromedicine*, 4, 37-46.
- REYNOLDS, S.J.; PARKER, D.; VESLEY, D.; SMITH, D.; WOELLNER, R. (1993): Cross-sectional epidemiological study of respiratory disease in turkey farmers. *American Journal of Industrial Medicine*, 24, 713-722.
- RICHARD, J.L. (1997): Gliotoxin, a mycotoxin associated with cases of avian aspergillosis. *Journal of Natural Toxins*, 6, 11-18.
- RIETSCHEL, E.TH.; BRADE, L.; SCHADE, F.U.; SEYDEL, U.; ZÄHRINGER, U.; MAMAT, U.; SCHMIDT, G.; ULMER, A.J.; LOPPNOW, H.; FLAD, H.D.; DI PADOVA, F.; SCHREIER, M.H.; BRADE, H. (1993): Bakterielle Endotoxine: Beziehungen zwischen chemischer Konstitution und biologischer Wirkung. *Immunität und Infektion*, 21, 26-35.
- SANDSTRÖM, T.; BJERMER, L.; RYLANDER, R. (1992): Lipopolysaccharide (LPS) inhalation in healthy subjects increases neutrophils, lymphocytes and fibronectin levels in bronchoalveolar lavage fluid. *The European Respiratory Journal*, 5, 992-996.
- SCHEEN, J. (2003): Einfluss des C:N:P-Verhältnisses auf die Bildung von Biofilmen. Dissertation, Universität Dortmund, 141 S.
- SCHIFFMAN, S.S. (1998): Livestock odors: Implications for human health and well-being. *Journal of Animal Science*, 76, 1343-1355.

- SCHIFFMAN, S.S.; BENETT, J.L.; RAYMER, J.H. (2001): Quantification of odors and odorants from swine operations in North Carolina. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108, 213-240.
- SCHIRZ, S. (1990): Biologische Abluftreinigung. In: Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderungen. Schrift des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Düsseldorf (Hrsg.), Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, BR Deutschland, 31.1-31.12.
- SEEDORF, J. ; HARTUNG, J. (2002): Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung. KTBL-Schrift 393, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt (KTBL, Hrsg.), Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, BR Deutschland, 167 S.
- SEEDORF, J.; HARTUNG, J.; SCHRÖDER, M.; LINKERT, K.H.; PHILLIPS, V.R.; HOLDEN, M.R.; SNEATH, R.W.; SHORT, J.L.; WHITE, R.P.; PEDERSEN, S.; TAKAI, T.; JOHNSEN, J.O.; METZ, J.H.M.; KOERKAMP, P.W.G.; UENK, G.H.; WATHES, C.M. (1998): Concentrations and emissions of airborne endotoxins and microorganisms in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70, 97-109.
- SEEDORF, J.; SCHULZ, J.; HARTUNG, J. (2005): Outdoor measurements of airborne emission of staphylococci from a broiler barn and its predictability by dispersion models. *WIT Transaction: Ecology and the Environment*, 85, 33-42.
- SELIM, M.I.; JUCHEMS, A.M.; POPENDORF, W. (1998): Assessing airborne aflatoxin B1 during on-farm grain handling activities. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 59, 252-256.
- SENKPIEL, K.; OHGKE, H. (1995): Aquatische Mikroorganismen in einem durch Düsenbefeuchter erzeugten Wasser-/Luft-Aerosol. *Forum Städte-Hygiene*, 46, 297-300.
- SENNEKAMP, H.-J. (2001): Exogen-allergische Alveolitis. In: Handbuch der Arbeitsmedizin. Arbeitsphysiologie-Arbeitspathologie-Prävention; Konietzko, J.; Dupuis, H. (Hrsg.); Band 3, ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg, BR Deutschland, 39 S.
- SEYFRIED, P.L.; TOBIN, R.S.; BROWN, N.E.; NESS, P.F. (1985): A prospective study of swimming-related illness. I. Swimming-associated health risk. *American Journal of Public Health*, 75, 1068-1070.
- SIEGEL, P.D.; OLENCHOCK, S.A.; SORENSON, W.G.; LEWIS, D.M.; BLEDSOE, T.A.; MAY, J.J.; PRATT, D.S. (1991): Histamine and endotoxin contamination of hay and respirable hay dust. *Scandinavian Journal of Work and Environmental Health*, 17, 276-280.
- SIGSGAARD, T.; BONEFELD-JØRGENSEN, E.C.; KJAERGAARD, S.K.; MAMAS, S., PEDERSEN, O.F. (2000): Cytokine release from the nasal mucosa and whole blood after experimental exposures to organic dust. *European Respiratory Journal*, 16, 140-145.

- SONG, J.I.; YOO, Y.H.; KIM, T.I.; BARROGA, A.J.; CHOI, H.C.; JEONG, J.W.; YEON, K.Y.; YANG, C.B.; KIM, D.H.; LEE, J.W. (2006): Odor emission reduction from enclosed growing-finishing pig house using different biofilter media. *Proceedings of the Workshop on Agricultural Air Quality*, 5-8 June, Potomac, Maryland, USA, 478-480.
- SUTHERLAND, I.W. (2001): Biofilm exopolysaccharide: A strong and sticky framework. *Microbiology*, 147, 3-9.
- TAKAI, T.; PEDERSEN, S.; JOHNSEN, J.O.; PHILLIPS, V.R.; HOLDEN, M.R.; SNEATH, R.W.; SHORT, J.L.; WHITE, R.P.; HARTUNG, J.; SEEDORF, J.; SCHRÖDER, M.; LINKERT, K.H.; METZ, J.H.M.; KOERKAMP, P.W.G.; UENK, G.H.; WATHES, C.M. (1998): Concentrations and emissions of airborne dust in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70, 59-77.
- TEE, R.D.; GORDON, D.J.; LACEY, J.; NUNN, A.J.; BROWN, M.; NEWMAN TAYLOR, A.J. (1985): Occupational allergy to the common house fly (*Musca domestica*): Use of immunologic response to identify atmospheric allergen. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 76, 826-831.
- THIEMANN, G. (1992): Toxinbildende Pilze in der Stallluft. Bericht des 4. Hohenheimer Seminars „Aktuelle Zoonosen“, Deutsche Veterinärmedizinische Gesellschaft, 16./17. September, Stuttgart-Hohenheim, BR Deutschland, 99-102.
- THU, K.; DONHAM, K.J.; ZIEGENHORN, R.; REYNOLDS, S.; THORNE, P.S.; SUBRAMANIAN, P.; WHITTEN, P.; STOOKESBERRY, J. (1997): A control study of the physical and mental health of residents living near a large-scale swine operation. *Journal of Agricultural Safety and Health*, 3, 13-26.
- TOLKER-NIELSEN, T.; BRINCH, U.C.; RAGAS, P.C.; ANDERSEN, J.B.; JACOBSEN, C.S.; MOLIN, S. (2000): Development and dynamics of *Pseudomonas* sp. biofilms. *Journal of Bacteriology*, 182, 6482-6489.
- TOLKER-NIELSEN, T.; MOLIN, S. (2000): Spatial organisation of microbial biofilm communities. *Microbial Ecology*, 40, 75-84.
- VAN DEN WEGHE, H. (2002): Teuer, aber notwendig ? *DLG-Mitteilungen*, 5, 28-29.
- VAN WICKLEN, G.L.; YODER, M.F. (1988): Respirable particle concentrations in naturally-ventilated broiler housing. *Transaction of the American Society of Agricultural Engineers*, 31, 1794-1797, 1803.
- VDI 2066, Blatt 1 (2006): Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung. Verein Deutscher Ingenieure, Ausgabe November 2006, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 111 S.
- VDI 2066, Blatt 5 (1994): Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Fraktionierte Staubmessung nach dem Impaktionsverfahren - Kaskadenimpaktor. Verein Deutscher Ingenieure, Ausgabe November 1994. Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 46 S.

VDI 2066, Blatt 7 (1993): Messen von Partikeln. Manuelle Staubbmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung geringer Staubgehalte. Planfilterkopfgeräte. Verein Deutscher Ingenieure, Ausgabe August 1993. Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 20 S. - zurückgezogen November 2006, ersetzt durch VDI 2066 Blatt 1(2006-11).

VDI/VDE 2640, Blatt 1 (1993): Netzmessungen in Strömungsquerschnitten. Allgemeine Richtlinien und mathematische Grundlagen. Verein Deutscher Ingenieure, Verband Deutscher Elektriker, Ausgabe Juni 1993. Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 87 S.

VDI/VDE 2640, Blatt 3 (1983): Netzmessungen in Strömungsquerschnitten. Bestimmung des Gasstromes in Leitungen mit Kreis-, Kreisring- oder Rechteckquerschnitten. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Verband Deutscher Elektriker (VDE), Ausgabe November 1983. Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 36 S.

VDI 3477 (2004): Biologische Abgasreinigung. Biofilter. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), November 2004, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 102 S.

VDI 3478 (1996): Biologische Abgasreinigung. Biowäscher und Rieselbettreaktoren. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Juli 1996, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 57 S.

VDI 3478 Blatt 1 (2008): Biologische Abgasreinigung – Biowäscher. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), April 2008, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, Entwurf, 47 S.

VDI 3478 Blatt 2 (2008): Biologische Abgasreinigung - Biorieselbettreaktoren. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), April 2008, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 70 S.

VISSIENNON, T. (1999): Untersuchungen zur Pilzbelastung im Hühnerstall und ihre ätiopathogenetische Bedeutung für Mensch und Tier. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 112, 104-107.

VOGELZANG, P.F.J.; VAN DER GULDEN, J.W.J.; FOLGERING, H.; KOLK, J.J.; HEEDERIK, D.; PRELLER, L.; TIELEN, M.J.M.; VAN SCHAYCK, C.P. (1998): Endotoxin exposure as a major determinant of lung function decline in pig farmers. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 157, 15-18.

VOIGT, P.L. (2002): Biofiltration for odour and VOC control. Technical paper, <http://www.cleanteq.com/BiofiltPap1.html>.

VON DOSSOW, A. (1990): Modelluntersuchungen zum Einfluß von Staubpartikeln auf die Tenazität von Keimen der Stalluft. Dissertation, Universität Hohenheim, BR Deutschland, 107 S.

WANG, Z.; LARSSON, K.; PALMBERG, L.; MALMBERG, P.; LARSSON, P.; LARSSON, L. (1997): Inhalation of swine dust induces cytokine release in the upper and lower airways. *European Respiratory Journal*, 10, 381-387.

- WATHES, C.M. (1995): Bioaerosols in animal houses. In: *Bioaerosols Handbook*, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 547-577.
- WESTENDORF, J. (1994): Naturstoffe. In: *Lehrbuch der Toxikologie*, Marquardt, H.; Schäfer, S.G. (Hrsg.), BI-Wissenschaftsverlag, Mannheim-Leipzig-Wien-Zürich, 650-691.
- WIGHT, G.D. (1994): *Fundamentals of air sampling*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 254 S.
- WILLEKE, K.; LIN, X.; GRINSHUPUN, S.A. (1998): Improved aerosol collection by combined impaction and centrifugal motion. *Aerosol Science and Technology*, 28, 439-456.
- YLÖNEN, J.; MÄNTYJÄRVI, R.; TAIVAINEN, A.; VIRTANEN, T. (1992): IgG and IgE antibody responses to cow dander and urine in farmers with cow-induced asthma. *Clinical and Experimental Allergy*, 22, 83-90.
- YOUNG, R.S.; JONES, A.M.; NICHOLLS, P.J. (1998): Something in the air: Endotoxins and glucans as environmental troublemakers. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 50, 11-17.
- ZEITLER, M.H. (1988): Hygienische Bedeutung des Staub- und Keimgehaltes der Stallluft. *Bayrisches landwirtschaftliches Jahrbuch*, 65, 151-165.
- ZEITLER-FEICHT, M.; PRAML, G.J.; RIEDEL, H. (1991): Die zeitliche Variation der Feinstaubbelastung der Luft im Mastschweinestall. Tierhygienische und arbeitsmedizinische Aspekte. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 104, 84-89.
- ZUCKER, B.-A.; TROJAN, S.; MÜLLER, W. (2000): Airborne gram-negative bacterial flora in animal houses. *Journal of Veterinary Medicine. B, Infectious Diseases and Veterinary Public Health*, 47, 37-46.



# Kapitel 3

## Material und Methoden

	Seite
3.1 Anlagenbeschreibung.....	3-2
3.1.1 Anlage I.....	3-2
3.1.2 Anlage II.....	3-2
3.1.3 Anlage III.....	3-5
3.1.4 Anlage IV.....	3-7
3.2 Untersuchungszeitraum.....	3-11
3.3 Probenahmepositionen und -technik.....	3-12
3.3.1 Positionen in den Anlagen I und II.....	3-12
3.3.2 Positionen in der Anlage III.....	3-12
3.3.3 Positionen in der Anlage IV.....	3-14
3.3.4 Außenluftbeprobung.....	3-14
3.3.5 Probenahmetechnik und Begleitparameter.....	3-14
3.4 Partikelzahl und Größenklassifizierung.....	3-18
3.5 Mikrobiologische Untersuchungen.....	3-19
3.6 Endotoxin-Analysen.....	3-20
3.7 Qualitätskontrolle der Beprobungen.....	3-21
3.8 Auswertung der Daten und Probenumfänge.....	3-23
3.9 Validierungsversuche zur Methodenoptimierung.....	3-26
3.10 Quellennachweis.....	3-28

### 3.1 Anlagenbeschreibung

*Details auch in  
Appendix A-F*

Die verfahrenstechnischen Kennzeichen der untersuchten biologischen Abluftreinigungsanlagen werden zunächst in Wort und Bild vorgestellt. Überleitungen zu den Untersuchungszeiträumen, den eingesetzten Probenahme- und Analysetechniken werden im späteren Verlauf des Kapitels einer detaillierten Beschreibung unterzogen, gefolgt von Angaben über die angewandten Auswertungsprozeduren. Erwähnung verdienen ferner die Appendices A bis F, die einen allgemeinen Überblick der benutzten Probenahmetechniken und -konfigurationen in den einzelnen untersuchten Anlagen gestatten.

#### 3.1.1 Anlage I

*Mastschweine  
auf Vollspalten-  
boden*

Bei der Anlage I handelte es sich um einen Schweinemastbetrieb mit 360 Mastplätzen, die sich in 4 Abteile mit Vollspaltenboden aufteilten. Die Abluft (= Rohgas) wird aus jedem Abteil über eine stirnseitige Wandöffnung in einen zentralen Abluftkanal abgeführt. Die Wandöffnungen sind mit horizontal verlaufenden, passiv tätigen Pendelklappen versehen. Die Unterdruckbelüftung des Stalles wird durch vier Ventilatoren gewährleistet, die in der Wand der zum Rieselbettreaktor zugewandten Seite des Abluftkanals montiert sind. Die Lüftung konnte automatisch (Thermostatschaltung) oder in 5 Ventilatorleistungsstufen per Hand betrieben werden.

*Rieselbettreaktor  
mit 'snow flakes'*

Die aus den Abteilen abgesaugte Abluft wird von den Ventilatoren in einen Naßabscheider gedrückt, in dem sich eine Beregnungsanlage befindet, die in Zeitintervallen aktiviert wird (einstellbar). Das Beregnungswasser sammelt sich am Grund des Raumes im sog. Sumpf an, von wo es wiederum der Beregnungsanlage zugeführt wird (geschlossener Kreislauf). Bevor das beregnete Rohgas durch den Rieselbettreaktor gedrückt wird, wird es gegen ein Luftprallblech mit Gummischürzen geleitet. Hier wird nochmals eine Befeuchtung mit Sumpfwasser vorgenommen (**Abb. 8**). Anschließend gelangt das Rohgas in das über dem Rieselbettreaktor-Vorraum befindliche eigentliche Reaktorbett, das mit einer Schüttung von Kunststoffringen (*snow flakes*) beschickt ist, die bei großer Oberfläche ein hohes Hohlraumvolumen bieten, um Strömungswiderstände möglichst klein zu halten (**Abb. 9**). Das Bett ist ca. 1 m hoch und durch einen zusätzlichen Mauerring von 0,85 m Höhe überbaut. Es wird automatisch mit dem Sumpfwasser aus dem Vorraum berieselt. Die Reaktoroberfläche beträgt ca. 22,8 m<sup>2</sup>.

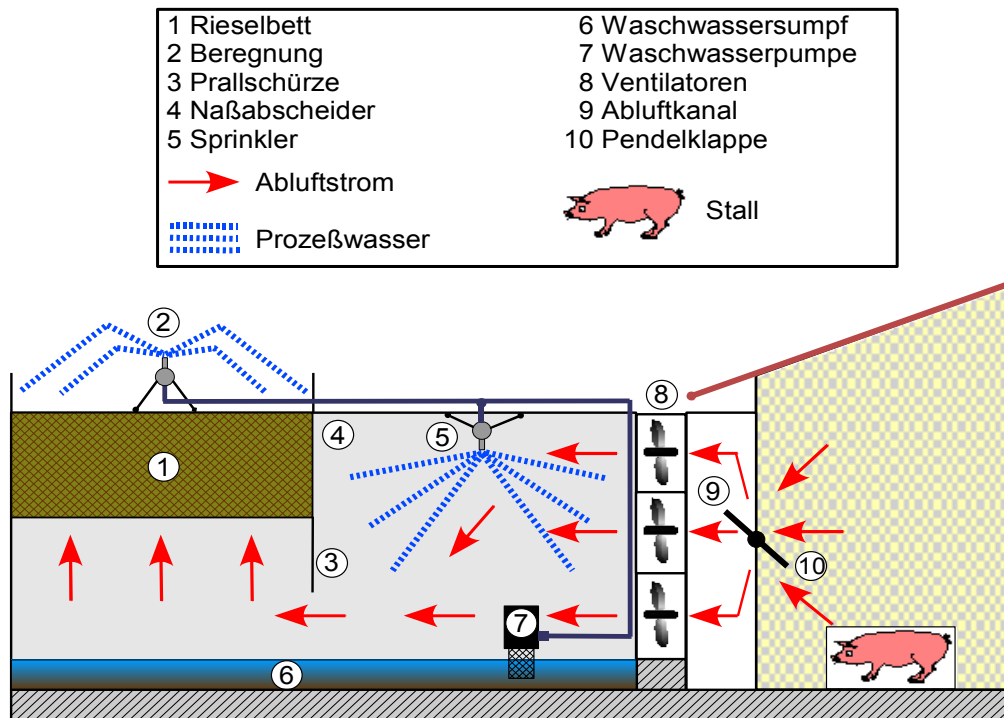
#### 3.1.2 Anlage II

*Jungmasthühner  
auf Einstreu*

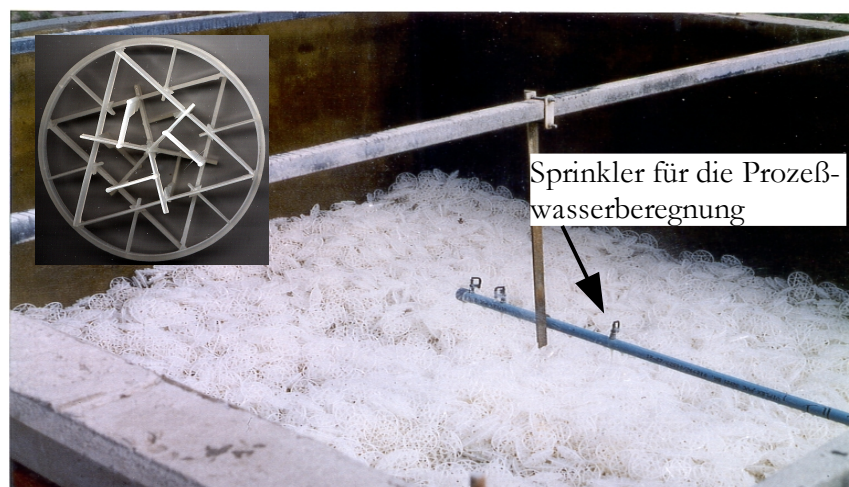
Im Stall der Anlage II wurden etwa 26.000 Jungmasthühner (= Masthähnchen) in einem konventionellen, zwangsbelüfteten Stall gehalten. Die Abluft wurde mit vier Ventilatoren auf einer der beiden Stallstirnseiten aus dem Stall abgesaugt (Unterdrucklüftung) und über einen Naßabscheider-Vorraum in den Biofilter als Rohgas geleitet. In dem Vorraum wurde der Luftstrom mit Hilfe einer Prallschürze gebrochen und über eine Sprinkleranlage befeuchtet, wobei das ablaufende Sprühwasser wieder benutzt wurde (**Abb. 10**). Frischwasser wurde nur zugegeben, um die besonders durch Verdunstung entstehenden Wasserverluste auszugleichen.

*Biofilter mit  
Wurzelholz-  
schredder*

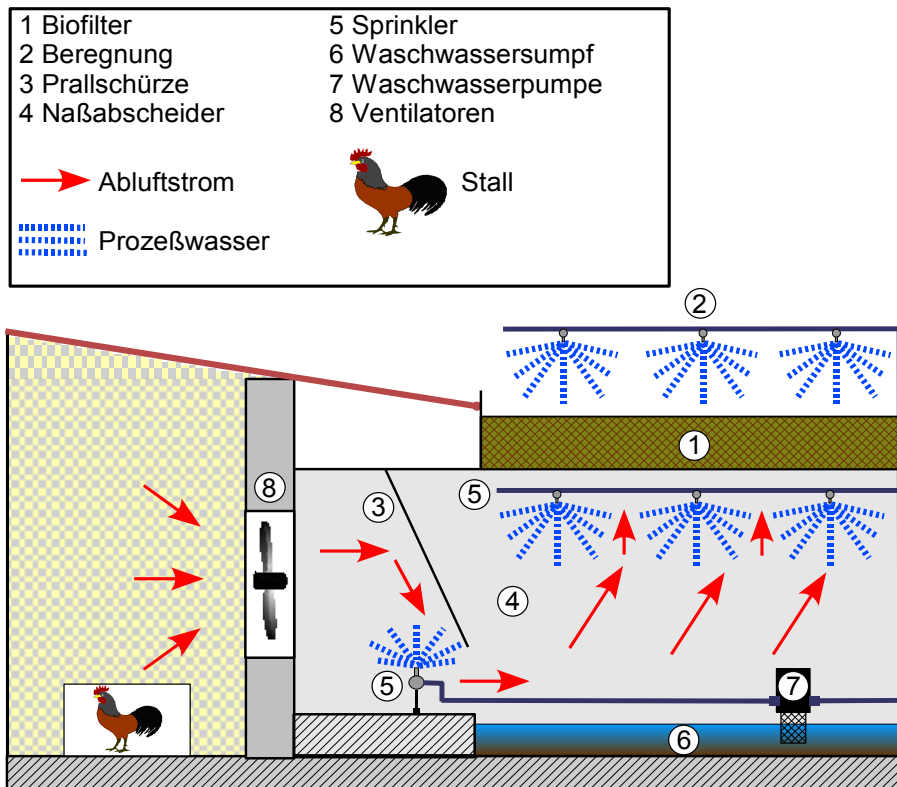
Das so konditionierte Rohgas passierte dann den mit Rindenmulch und Wurzelholzschredder gefüllten Biofilter (**Abb. 11**). Das Biofilterbett wird automatisch mit dem Sumpfwasser aus dem Naßabscheider bedarfsweise berieselt, sofern z.B. eine erhöhte Sonneneinstrahlung zu Austrocknungen an der Biofilterbettoberfläche führt. Die Filteroberfläche betrug ca. 121,2 m<sup>2</sup> bei einer Schütthöhe von etwa 0,7 m.



**Abb. 8:** Schematische Darstellung von Stall, Naßabscheider und Rieselbettreaktor der Anlage I (4. Ventilator ist hinter 3er-Reihe von Ventilatoren platziert und daher nicht sichtbar).



**Abb. 9:** Blick auf den mit *snow flakes* (kl. Bild oben links) gefüllten Rieselbettreaktor der Anlage I.



Naßabscheiderraum



**Abb. 10:** Skizze des Biofilters der Anlage II (oben) mit Blick in den Naßabscheiderraum mit Waschwassersumpf (unten rechts). Das Photo unten links zeigt eine Ventilatorenreihe und eine davon gegenüber liegende, schräg gestellte Prallschürzenfront.



**Abb. 11:** Mit Wurzelholzschredder aufgefülltes Biofilterbett der Anlage II.

### 3.1.3 Anlage III

*Mastschweine  
auf Vollspalten-  
boden*

Die Anlage III beherbergte im Stall 120 Mastschweine auf Vollspaltenböden. Der Stall wurde über zwei Abluftkamine unterdruckbelüftet. In einem der beiden Kamine war ein zweistufiger Abluftwäscher mit externer biologischer Aufbereitung (im folgenden als Biowäscher bezeichnet) zum Zwecke der Abluftreinigung eingebaut.

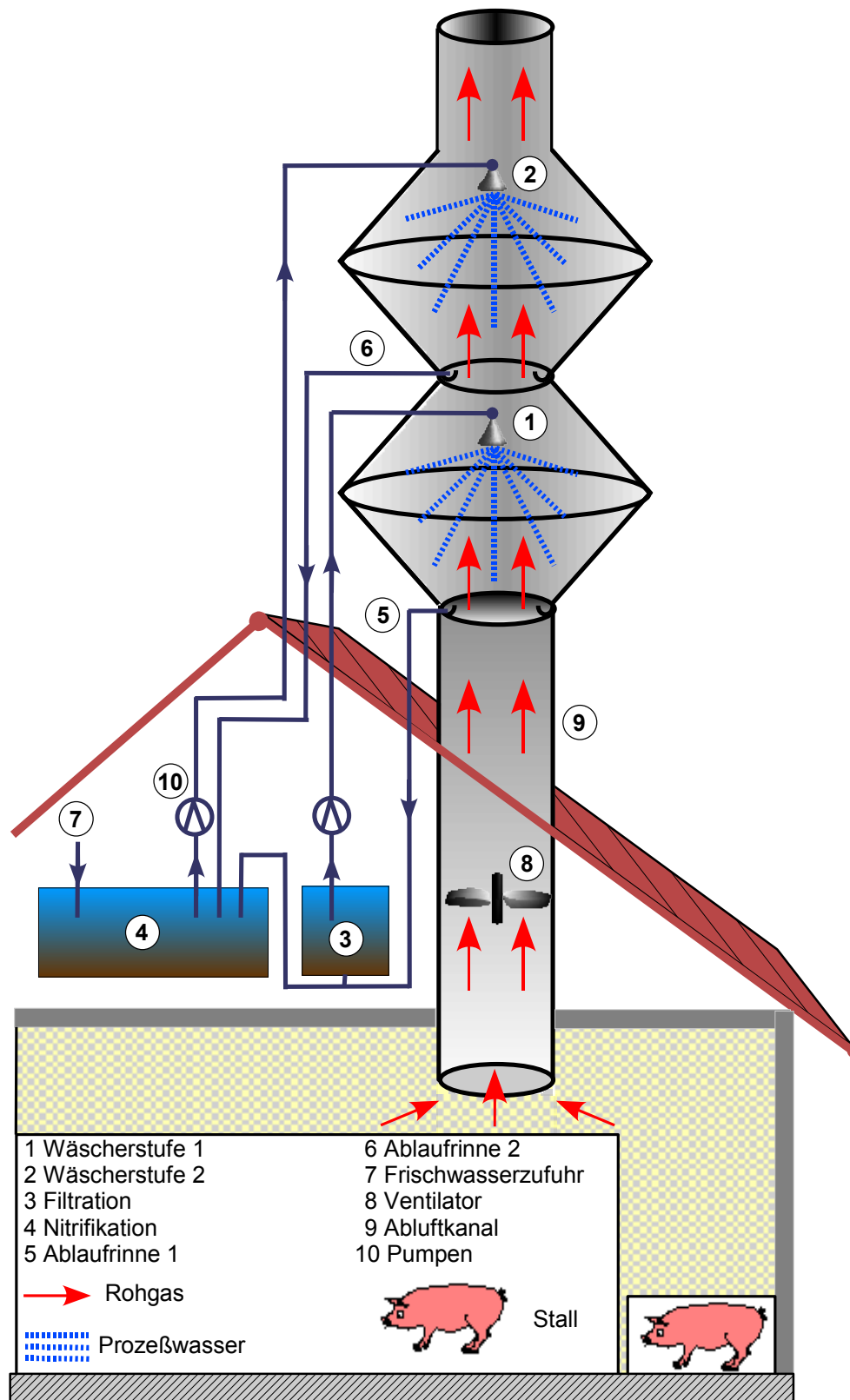
*Biowäscher*

Die Regeneration des rezirkulierenden Waschwassers, das durch Ablaufrinnen im Abluftwäscher aufgefangen wurde, erfolgt in einer unter dem Stalldach untergebrachten nachgeschalteten Filtration und in einem Nitrifikationscontainer, der einen Tropfkörper enthielt. Der Tropfkörper besteht aus einer Schüttung aus Polypropylen-Füllkörpern. Durch die Besiedlung der Tropfkörperoberfläche mit Mikroorganismen wurde der Regenerationsprozeß des Waschwassers bewirkt. Weitere Behälter in der Filtrationsstufe dienen dem Absedimentieren fester Bestandteile. Etwaige Waschwasserverluste durch Verdunstung und durch Tröpfchenausstrag wurden durch Zufuhr von Frischwasser kompensiert.

*Auffüllen von  
Waschwasser-  
verlusten*

Die **Abbildung 12** gibt den Aufbau der Abluftreinigungsanlage schematisiert wieder, wogegen **Abbildung 13** einen Blick auf den Abluftwäscher am Abluftschacht des Schweinestalles erlaubt.





**Abb. 12:** Aufbau des Biowäschers am Schweinestall der Anlage III.





**Abb. 13:** Zweistufiger Abluftwäscher des Biowäschers an einem Abluftkamin der Anlage III in der Außenansicht.

### 3.1.4 Anlage IV

#### *Jungmasthühner auf Einstreu*

Bei dem Stall handelte es sich um einen konventionell betriebenen Jungmasthühnerstall mit 16.000 Tierplätzen. Die Mastdauer dauerte im Allgemeinen etwa 41-44 Tage (Langmast), wobei ab dem 30. bis 33. Masttag die ersten Tiere ausgestallt wurden (sog. Vorgreifen). Der Stall wurde unterdruckbelüftet und war mit Stroh eingestreut. Bei Abmessungen von etwa 66 m in der Länge und 12 m in der Breite, befanden sich in den beiden Wandlängsseiten verstellbare Zuluftklappen. Die Stallhöhe bis zur Traufe betrug etwa 2,7 m, bis zum Giebel etwa 4,6 m. Die Abluft wurde über 6 in der süd-westlichen Giebelwandseite eingebaute Ventilatoren in die Filterwand-Biofilter-Einheit in Containerbauweise (FBEC) abgeführt, die ihrer Konstruktion entsprechend als 3-stufige Kombinationsanlage (Kombi-Anlage) zu bezeichnen ist. Ein 7. Ventilator in der genannten Giebelwand (Airmaster), wurde nur bei Übertemperierung des Stallinneren automatisch zugeschaltet und führte die Luft direkt ins Freie. Im Dachfirst waren außerdem 12 mit Ventilatoren ausgestattete Abluftkamine angeordnet, die die Abluft direkt in die Außenluft abführen konnten. Diese Hilfsflüster wie auch die giebelseitigen Hauptventilatoren und Stellmotoren der Zuluftklappen wurden über Drucksensoren, Temperatur- und Feuchtefühler im Stall angesteuert. Die Beheizung erfolgte mit zwei zuschaltbaren Gaskanonen.

#### *3-stufige Kombi- Anlage*

#### *Perforationen der Filterwände*

Die Stallluft gelangt über die giebelseitigen Ventilatoren zunächst in einen Vorraum der Kombi-Anlage, wo sie auf die erste Filterwand trifft, die aus einer mit 12 mm i.D. (im Durchmesser) großen Kanälen durchsetzten Kunststoffmatte besteht. Diese Kunststoffmatte wird von oben mit Wasser aus einem Speicherbecken berieselt. Das abfließende Waschwasser fließt wieder in das Speicherbecken zurück (1. geschlossener Waschwasserkreislauf).

*Rezirkulation  
des Wasch-  
wassers*

Nach Passage der ersten Filterwand trifft die vorgereinigte Abluft auf eine weitere Kunststofffilterwand, die ebenfalls über die gesamte Fläche mit kleinen Kanälen durchsetzt ist (6 mm i.D.). Die durchströmende Abluft wird aus einem zweiten Speicherbecken mit rezirkulierendem Waschwasser befeuchtet (2. geschlossener Waschwasserkreislauf), das jedoch einer Säurezudosierung zusätzlich unterzogen wird.

*Biofilter aus  
Wurzelholz*

Die so konditionierte Abluft strömt durch eine ebenfalls vertikal ausgerichtete Biofilterpackung aus Wurzelholz mit einer Fläche von etwa 16 m<sup>2</sup>. Mit Hilfe eines im oberen Bereich des Biofilters verlaufenden perforierten Schlauches wird das Biofilterbett periodisch mit Frischwasser angefeuchtet. Wasserverluste in der Abluftreinigungsanlage, z.B. durch Verdunstung oder Austrag, werden mit Frischwasser aufgefüllt. Die gesamte Kombi-Anlage wurde automatisch mit Strömungswächtern und Füllstandssensoren überwacht und geregelt.

Die Anlage IV ist in **Abbildung 14** photographisch mit der Beprobungseinrichtung dargestellt. Die **Abbildung 15** weist skizzenhaft die baulichen Merkmale im Inneren der Kombi-Anlage aus, begleitet von einigen photographischen Eindrücken in **Abbildung 16**.

In **Tabelle 5** werden die wichtigsten Charakteristika aller Anlagen zusammenfassend dargestellt.



**Abb. 14:** Gesamtansicht der Kombi-Anlage und dem dahinter liegenden Jungmasthühnerstall. Rechts neben der Tür ist der mit Wurzelholz gefüllte Biofilter mit aufgesetzter Beprobungstonne und Deckel mit Rohr zu sehen (siehe auch Kap. ● 3.3.3).

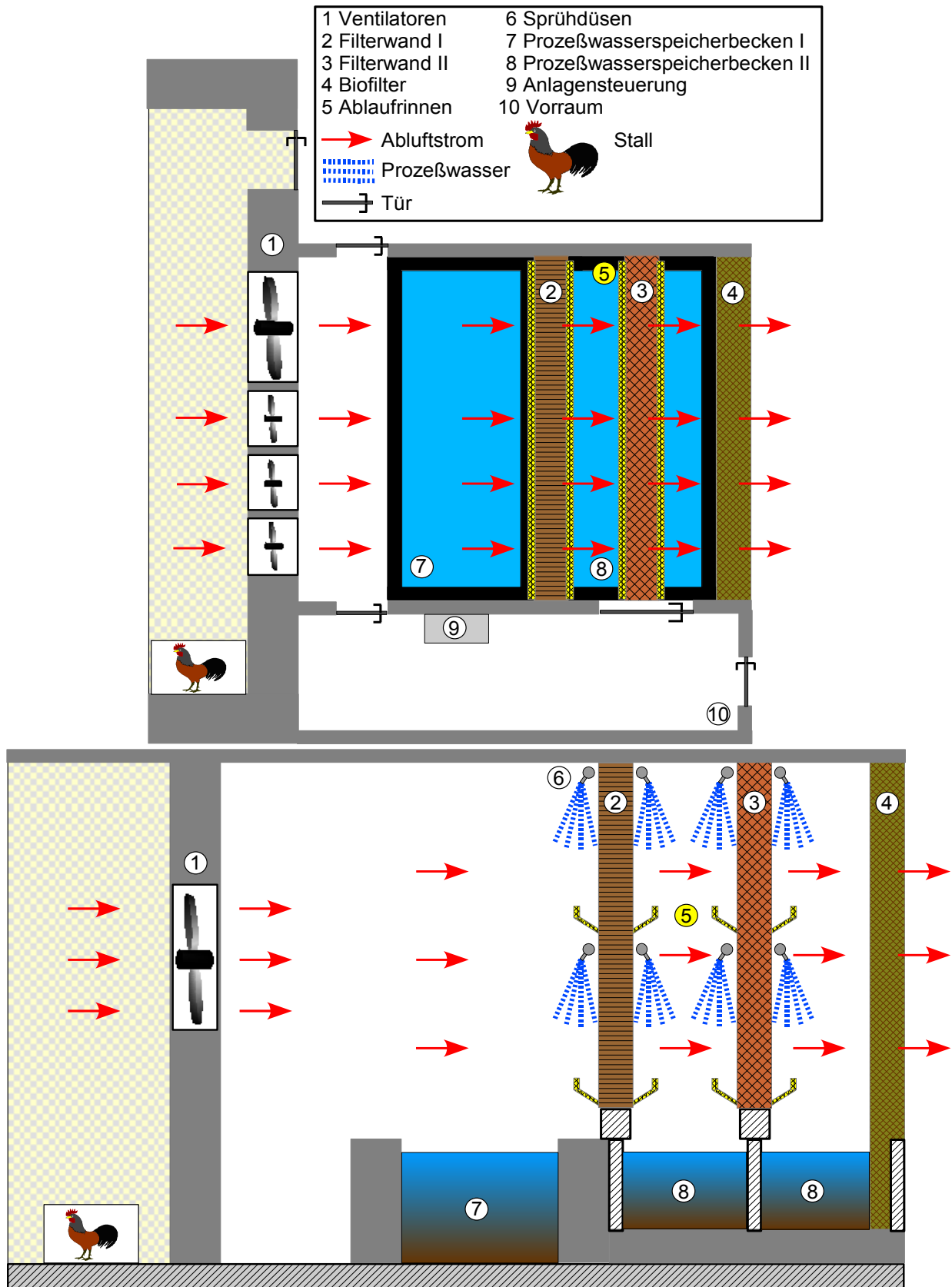
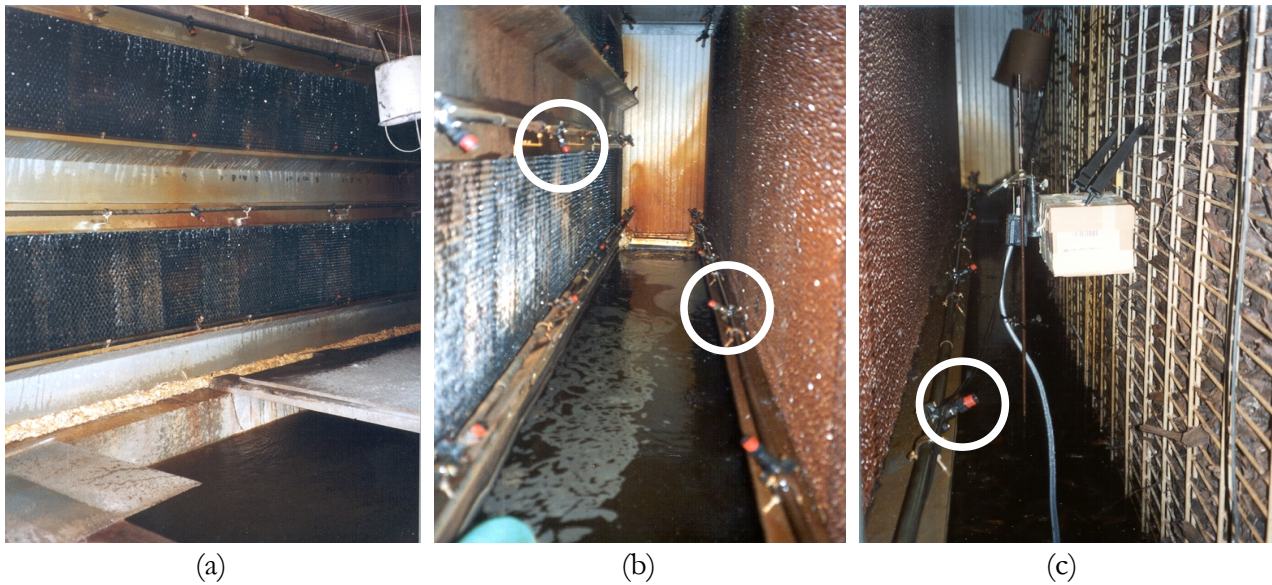


Abb. 15: Skizzierter Grundriß und Längsschnitt der Kombi-Anlage in Anlage IV.





**Abb. 16:** (a) Blick auf die dem Abluftstrom zugewandte Vorderseite der Filterwand I mit Prozeßwasserspeicherbecken I, (b) zwischen die Filterwände I (links) und II (rechts) und auf Prozeßwasserspeicherbecken II sowie (c) auf die Rückseite der Filterwand II (links) und die innenseitige Biofilterwand mit Prozeßwasserspeicherbecken II. In (c) sind Installationen von Impinger (Stativ) und Partikelmeßgerät (Box) zu erkennen. Die weißen Kreise weisen auf die Sprinkler-Düsen für die Prozeßwasserausbringung hin.

**Tabelle 5.** Charakteristika der untersuchten Anlagen in der Zusammenfassung.

Anlage	Nutztier	Anzahl der Tiere	Abluftreinigungs- typ	Fläche <sup>1)</sup> m <sup>2</sup>	Material
I	Mastschweine	360	Naßabscheider/ Rieselbettreaktor	22,8	<i>snow flakes</i> (Kunststoffringe)
II	Jungmasthühner	26.000	Naßabscheider/ Biofilter	121,2	Wurzelholz
III	Mastschweine	120	Biowäscher	-	PP-Tropf- körper
IV	Jungmasthühner	16.000	Filterwand-Naß- abscheider/Biofilter (3-stufige Kombi- Anlage)	16,0	Wurzelholz

<sup>1)</sup>: bezogen auf Rieselbettreaktor und Biofilter  
PP: Polypropylen

### 3.2 Untersuchungszeitraum

1998 - 2000

Die Untersuchungen an den Anlagen I bis III wurden 1998 und an Anlage IV im Jahr 2000 durchgeführt. Die genauen Beprobungstage mit der kalendarischen Jahreszeitzuordnung sind in **Tabelle 6** ersichtlich. Insgesamt wurden die Anlagen I und III 12-mal, Anlage II 13-mal und Anlage IV 6-mal untersucht.

**Tabelle 6.** Auflistung der Versuch-Nr., Untersuchungstage (UT) mit kalendarischer Zuordnung der Jahreszeiten (JZ) für die Anlagen I bis IV.

Versuch	Anlage I	JZ	Anlage II	JZ	Anlage III	JZ	Anlage IV	JZ
1	24.02.98	W	27.04.98	F	03.03.98	W	07.06.00	F
2	31.03.98	F	18.05.98	F	14.04.98	F	29.06.00	S
3	21.04.98	F	16.06.98	F	05.05.98	F	25.07.00	S
4	26.05.98	F	23.06.98	S	02.06.98	F	14.08.00	S
5	14.07.98	S	30.06.98	S	09.06.98	F	03.10.00	H
6	28.07.98	S	22.10.98	H	18.08.98	S	17.10.00	H
7	01.09.98	S	27.10.98	H	25.08.98	S		
8	03.09.98	S	29.10.98	H	10.09.98	S		
9	15.09.98	S	02.11.98	H	01.10.98	H		
10	17.09.98	S	01.12.98	H	05.10.98	H		
11	21.09.98	S	03.12.98	H	08.10.98	H		
12	29.09.98	H	08.12.98	H	12.10.98	H		
13			09.12.98	H				
Σ	UT = 12		UT = 13		UT = 12		UT = 6	

F: Frühling; S: Sommer; H: Herbst; W: Winter

### 3.3 Probenahmepositionen und -technik

Beschrieben wird das örtliche Arrangement der Probenahmepositionen im Stall und an den biologischen Abluftreinigungsanlagen sowie die gerätetechnische Konfiguration an den Positionen.

#### 3.3.1 Positionen in den Anlagen I und II

*Anzahl der Probenahmepositionen in Anlage I*

Zur Bestimmung der Rückhalteeffizienz für partikuläre Bestandteile wurden im Stall (= Rohgas) und auf dem Reaktor/Biofilter (= Reingas) der Anlagen I und II je 4 Probenahmepositionen festgelegt. Dazu waren im Stall der Anlage I je eine Probenahmeposition pro Abteil notwendig. Die besagten Positionen befanden sich mittig im Futtergang der 15 m langen Abteile. Die Probenahmehöhe betrug jeweils 1,35 m. Auf der Reaktoroberfläche waren vier Beprobungstonnen (im folgenden Tonnen genannt) installiert, wobei deren rechteckige Positionsanordnung auf dem Reaktorbett bei allen Beprobungen beibehalten wurde (**Appendix A**). Die genannten Tonnen waren handelsübliche Regenauffangtonnen, deren Boden entfernt wurde, so daß im Prinzip ein beidseitig offener gerader Kegelstumpf entstand, mit dem ein etwa 0,18 m<sup>2</sup> großes Reaktorbettareal pro Tonne emissionsseitig erfaßt werden konnte. Das Innenraumvolumen betrug 200 Liter bei einer Tonnenhöhe von ca. 0,88 m. Der obere und untere Kegelstumpfdurchmesser maß etwa 0,60 m und 0,48 m. Zur Abschirmung gegen äußere Windeinflüsse wurden die Tonnen oben während der Probenahme mit einem Deckel versehen, in dessen Zentrum ein nach oben offenes Kunststoffrohr eingelassen war, um das ungehinderte Abströmen des Reingases zu gewährleisten (**Abb. 17**).

*Art der Probenahmetonnen*

*Positionsverhältnisse in Anlage II*

Die geschilderte Probenahmekonfiguration wurde grundsätzlich für die Anlage II übernommen. Aufgrund eines einheitlichen Stallraumes wurden die vier zur Verfügung stehenden Probenahmepositionen transversal in 1,3 m Höhe zwischen den Futter- und Tränkelinien im Jungmasthühnerstall angeordnet. Der Abstand zwischen den montierten Probenahmepositionen betrug je 3 m bei einem Abstand von 13 m zur Naßabscheider-seitigen Ventilatorenwand. Die Beprobungstonnen wurden zueinander versetzt und flächensymmetrisch auf dem Biofilter (siehe Abb. 11) angeordnet (**Appendix B**).

#### 3.3.2 Positionen in der Anlage III

*Probenahmeposition im Stall*

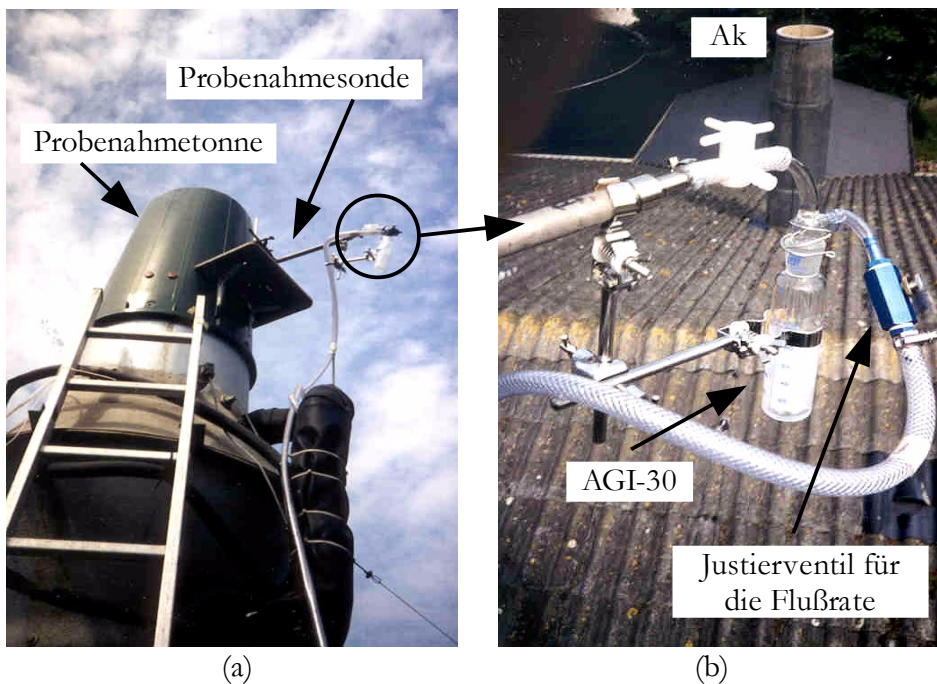
In Analogie zu den Stall-Probenahmen und -Messungen der Anlagen I und II wurden im Futtergang des Stalles zwei ebenfalls in 1,3 m Höhe befindliche Probenahmepositionen (= Rohgas I) installiert. Position 1 war 6 m, Position 2 10 m von der Stalltür entfernt. Nach Abluftreinigung der Stallluft im Biowäscher (= Reingas) wurde oberhalb des zweiten Düsenstockes mit Hilfe einer auf den Schacht aufgesetzten Tonne und einer eigens konstruierten und aus VA-Stahl hergestellten Probenahmesonde die Reingasbeprobung durchgeführt (**Abb.18**, siehe auch Kap. • 3.3.5). Zusätzlich wurde eine identische Probenahmesonde im zweiten, jedoch herkömmlichen Abluftkamin (= Rohgas II) eingesetzt (**Appendix C und D**), um die festgestellten partikulären Gehalte im Stall mit denen aus der abströmenden Stallluft im Abluftkamin vergleichen zu können.

*Probenahmesonde im Eigenbau*





**Abb. 17:** Anordnung und Gestalt der vier Beprobungstonnen auf dem Rieselbettreaktor der Anlage I. Alle vier Tonnen sind während der Probenahme gedeckelt. Im Zentrum der Deckel befindliche offene Rohre gewährleisten das windgeschützte Abströmen des Reingases.



**Abb. 18:** (a) Auf dem Biowäscher-Schacht aufgesetzte Tonne mit (b) integrierter Probenahmesonde und angeschlossenem AGI-30 (siehe Kap. • 3.3.5). Ak: konventioneller Abluftkamin des beprobten Stallabteils.

### 3.3.3 Positionen in der Anlage IV

*Einfache Probenahme auf Roh- und Reingasseite*

Im Gegensatz zu Anlage II wurde in diesem Jungmasthühnerstall nur eine Probenahme-position definiert. Die Probenahmestelle für die Stallluft (= Rohgas) wurde mittig im Stall, etwa 13 m von der giebelseitigen Ventilatorenwand entfernt aufgebaut. Dies entsprach einer Position zwischen zwei Firstabluftventilatoren wie auch dem Zwischenraum zweier in der Seitenwand befindlicher Zuluftöffnungen. Diese Art der Positionierung sollte gewährleisten, daß die Messungen möglichst repräsentativ und nicht z.B. durch Zuluft gestört wurden (Verdünnungseffekt). Die Probenahme-höhe betrug 1,5 m. In gleicher Höhe wurde zwischen Filterwand II und Biofilter eine Probenahme durchgeführt (= Reingas I). In horizontaler Fortsetzung dieser Position befand sich über dem Biofilter in einer Tonne die dritte Position (siehe auch Abb. 14), die der partikulären Statusbestimmung des Reingases II diente. Der Mittelpunkt der auf dem Biofilter aufgesetzten Tonnengrundfläche befand sich 1,30 m horizontal und 0,75 m vertikal vom Biofilterbettrand entfernt. Eine schematische Übersicht der Probenahme-positionen ist in **Appendix E** zu finden.

### 3.3.4 Außenluftbeprobung

*Referenzposition*

Während der Probenahme-besuche in den Anlagen I bis IV wurde jeweils über die gesamte Probenahmedauer auch eine Beprobung der atmosphärischen Luft vorgenommen. Diese Referenzposition war mit einem AGI-30 und einem Temperatur- und Feuchtefühler ausgestattet (siehe auch Kap. • 3.3.5). Das Instrumentarium wurde an einem 1,3 m hohen Stativ montiert und luvseitig fernab von den Anlagen im Feld positioniert (**Appendix F**).

### 3.3.5 Probenahmetechnik und Begleitparameter

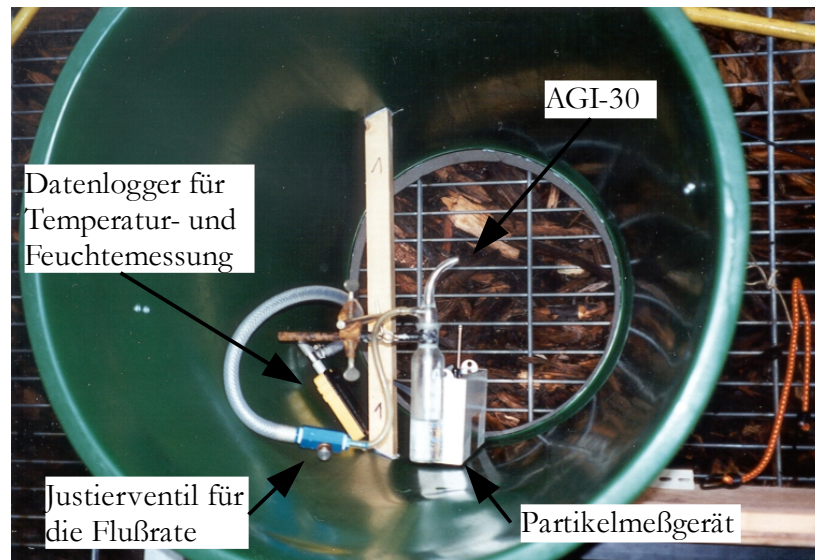
*Impingement zur Probenahme*

Für die Außenluft-, Roh- und Reingasbeprobungen wurden in allen Anlagen All-Glas-Impinger 30 (AGI-30, BRACHMAN *et al.* 1964) benutzt, die mit einer aufgeprägten 2 Milliliter-Skalierung von der Fa. LAT (Garbsen, BR Deutschland) bezogen worden sind. Als Impingersammelflüssigkeit diente als Basis 500 bzw. 1000 ml sterile und pyrogenfreie isotonische Kochsalzlösung für die Infusion (Fa. Fresenius, Bad Homburg, BR Deutschland), die mit kristallinem  $K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$  und  $KH_2PO_4$  (*pro analysi*, Fa. Merck, Darmstadt, BR Deutschland) dotiert wurde. Nach einer 10-minütigen Beschallung dieser dispersen Stammlösung in einem Ultraschallbad (Fa. Bandelin, Berlin, BR Deutschland; Typ: Sonarex Super 10P), stand eine 0,05 M Phosphat-Lösung zur Verfügung. Mit einem digitalen pH-Meter (Fa. Schott, Mainz, BR Deutschland; Typ: CG 810) sowie einer Gegenbestimmung mit Hilfe von nicht blutenden Universal-Indikatorstäbchen (Fa. Merck, Darmstadt, BR Deutschland; Meßbereich: pH 0-14) wurde die fertige Impingersammelflüssigkeit auf ihre Azidität bzw. Basizität überprüft. Der pH-Wert betrug 6,8 ( $\pm 0,3$ ) bzw. 7 nach Ablesen der Indikatorstäbchen. Anschließend wurde die Impingerlösung unter einer sterilen Sicherheitswerkbank (Fa. Heraeus, Hanau, BR Deutschland; Typ: HS 12) zu 50 ml-Aliquoten auf die für die Probenahme benötigte Anzahl von sterilen AGI-30 verteilt. Prüfungen der Lösungen nach Exposition ergaben mit Indikatorstäbchen pH-Werte von 6 bis 7.

*Merkmale der Impingerlösung*

<i>Pumpeneinsatz</i>	Mit Ausnahme des Biowäschers wurden alle reingasseitigen AGI-30 ( <b>Abb. 19</b> ), deren Ansaugöffnungen 0,43 m über der Biofilter-/Rieselbettoberfläche mittig in der Tonne lagen, über ein System handelsüblicher gewebeverstärkter Kunststoffschläuche (12 mm Innendurchmesser) verbunden und wie die im Stallinneren installierten Impinger mit 220 V Wechselstrom zu versorgenden volumenflußkonstanten Unterdruckpumpen (Fa. ASF Thomas, Memmingen, BR Deutschland; Typ: TF 5 W) betrieben. Die Leistung einer Pumpe gewährleistete einen adäquaten Volumenfluß für 2 AGI-30, so daß zwei Pumpen zu einer Einheit zusammengefaßt worden sind, um max. 4 AGI-30 bedienen zu können. Die Referenzposition in der Außenluft wurde durch eine separate, volumenstromregulierbare Pumpe (Fa. Rietschle, Schopfheim, BR Deutschland; Typ: VLT-Pico) betrieben, so daß hier auf ein zusätzliches Justierventil zur Einstellung der Flußrate verzichtet werden konnte.
<i>Gewählte Flußraten für die Impinger</i>	Die Soll-Flußrate von $10,5 \text{ l min}^{-1}$ wurde an jedem Impinger mit Hilfe von Justierventilen eingestellt (siehe auch Abb. 19). Eine Ausnahme bildete Anlage III, wo mittlere Flußraten am Biowäscher von $10,3 \text{ l min}^{-1}$ und am Kamin von $10,2 \text{ l min}^{-1}$ erreicht wurden. Die Laufzeiten der simultan betriebenen Impinger auf Roh- und Reingasseite betrugen 20 bis 30 Minuten. Alle Volumenströme wurden jeweils vor und nach der Probenahme unter Zuhilfenahme von Schwebekörper-Durchflußmessern der Fa. Rota (Wehr/Baden, BR Deutschland; Meßbereich: $0\text{--}44 \text{ l min}^{-1}$ ) und der Fa. Analyt-MTC (Müllheim, BR Deutschland; Meßbereich: $0\text{--}25 \text{ l min}^{-1}$ ) überprüft. Der durchflußmetrische Mittelwert aus den Einzelmessungen vor und nach Flußüberprüfung wurde als mittlerer Volumenstrom während des Beprobungszeitraumes berücksichtigt und zur Berechnung der aerogenen Partikelkonzentrationen in Roh- und Reingas herangezogen.
<i>Prüfung auf Hermetisierung der Tonnen</i>	Für die von der Atmosphäre (bes. Windeinflüsse) abgeschirmte Probenahme über den Reaktor-/Filterbetten wurden die bereits mehrfach genannten gedeckelten Beprobungstonnen mit Rohraufsatz (Länge: 0,5 m; Innendurchmesser: 7 cm) gewählt (siehe Abb. 14 und 17). Zur Feststellung eines Nettofluxes des Reingases von der Reaktor-/Filterbettoberfläche durch die Tonnen und zur Dichtigkeitsüberprüfung der auf die Oberfläche aufgesetzten Tonnen wurde Rauch in das Innere der Tonnen geblasen, indem über eine Wandöffnung an der Basis der Tonnen ein Strömungsprüfröhrchen (Fa. Dräger, Lübeck, BR Deutschland) eingeführt wurde. Das sichtbare Abströmen des Rauches aus der Öffnung des Deckelrohres wurde als Netto-Reingasfluß in der Tonne bewertet, ungestört von atmosphärischen Außeneinflüssen. Gegebenenfalls wurden offensichtliche Rauchaustritte am Übergangsbereich Reaktor-/Filterbettoberfläche und aufgesetzter Beprobungstonne nicht als Undichtigkeit gewertet, sondern als eine Art Luftvorhang, der den windbeeinflussten Eintritt atmosphärischer Luft in die Tonne verhinderte und so mögliche Probenahmeartefakte im Sinne einer Partikelverdünnung im Tonneninneren vermeiden half.
<i>Strömungskontrolle über Anemometrie</i>	Zusätzlich wurden im oberen Bereich des Deckelrohres unter Hinzunahme eines Flügelrad-Anemometers (Fa. Testo, Lenzkirch, BR Deutschland, Typ: testo 491) die Reingas-Strömungsgeschwindigkeit und simultan die Reingastemperatur über 1 Minute gemessen, um neben den qualitativen Nachweis des abströmenden Rauches auch einen quantitativen Befund der Reingasströmung protokollieren zu können. Die beschriebenen Hermetisierungs- und Strömungskontrollen wurden jeweils vor und nach der Probenahme durchgeführt. Die <b>Abbildung 20</b> skizziert nochmals das Geschilderte und die Gerätebestückung der Tonnen.





**Abb. 19:** Blick in die Probenahmetonne mit einem am Stativ fixierten AGI-30, Temperatur- und Feuchtemeßgerät sowie optischen Partikelmeßgerät. Im Hintergrund ist das Biofilterbett der Anlage IV zu erkennen. In den horizontal angelegten Flächenfiltern der Anlagen I und II erfuhren die AGI-30 bei aufrecht stehender Tonne eine entsprechende 90°-Drehung in ihrer Fixation. Ein aufgeklebter Schaumstoffring an der Basis der Tonne (grauer Ring) gewährleistet durch Andrücken der Tonne an das Biofilterbett deren Abdichtung.

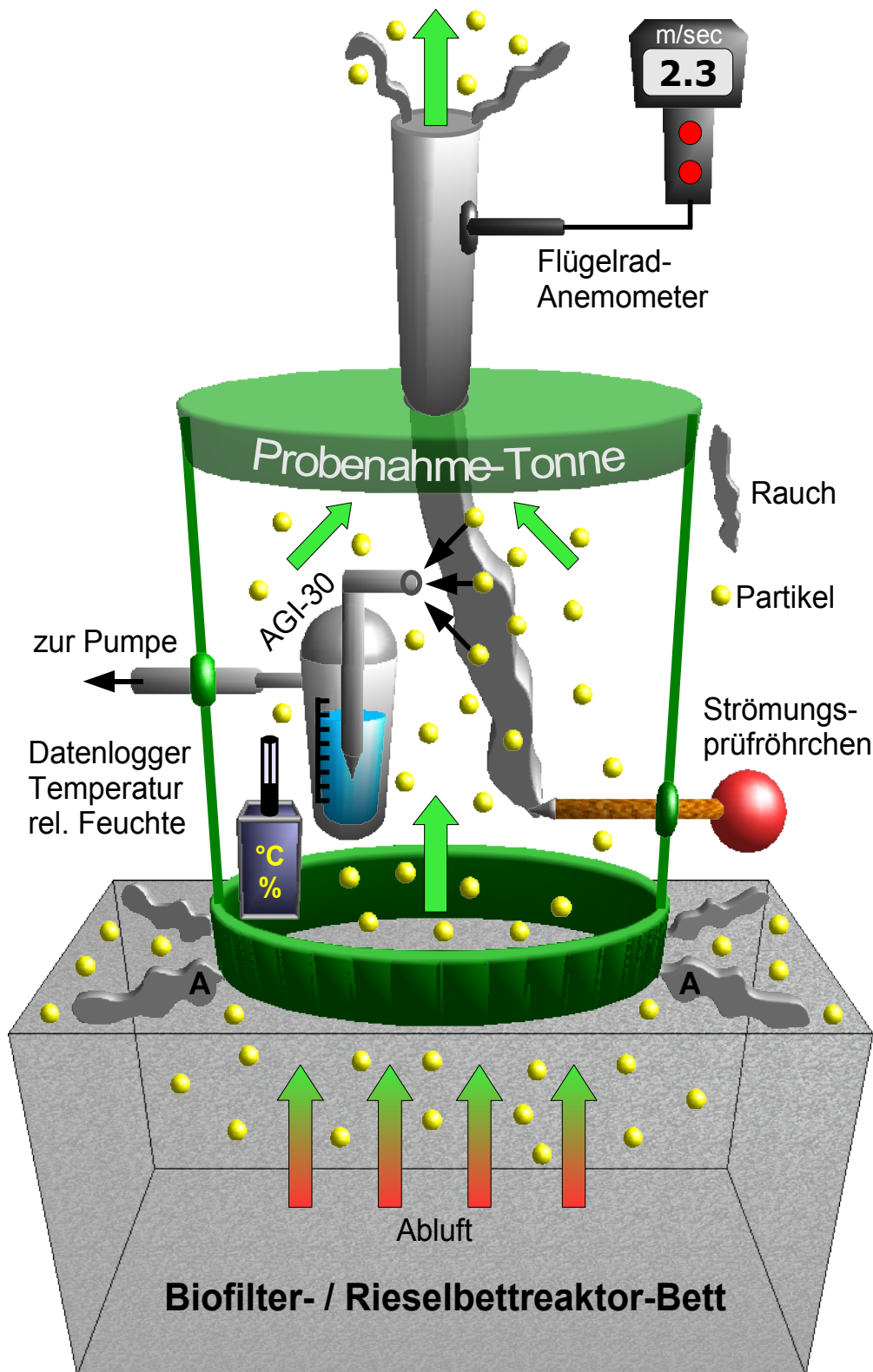
*Sondeneinsatz  
für Rob- und  
Reingasbepro-  
bung*

Wie bereits in Kapitel • 3.3.2 hingewiesen wurde, erfolgte die Reingas-Probenahme in Anlage III über einen nach oben offenen Abluftwäscherkamin, der 0,52 m im Durchmesser maß. Zum Zwecke der Beprobung wurde dem besagten Kamin eine Tonne aufgestülpt, die durch ein Loch im unteren Drittel des Behältnisses eine Teilstromentnahmesonde (**Abb. 21**) aufnehmen konnte, die direkt mit einem AGI-30 verbunden war (siehe hierzu Abb. 18). Der Abstand zwischen der Sondenzuführungsöffnung bis zum oberen Tonnenrand betrug 0,6 m. Die Eintauchtiefe der Sonde in den Strömungsquerschnitt des Biowäscherkamins war mit 0,12 m gleich groß dimensioniert wie beim konventionellen Abluftkamin, der einen Innendurchmesser von 0,5 m hatte. Betrug der Abstand zwischen Sondendüse und Ventilator beim Biowäscherkamin noch schätzungsweise 3,5 Meter so war der analoge Abstand beim konventionellen Abluftkamin lediglich 0,35 m groß.

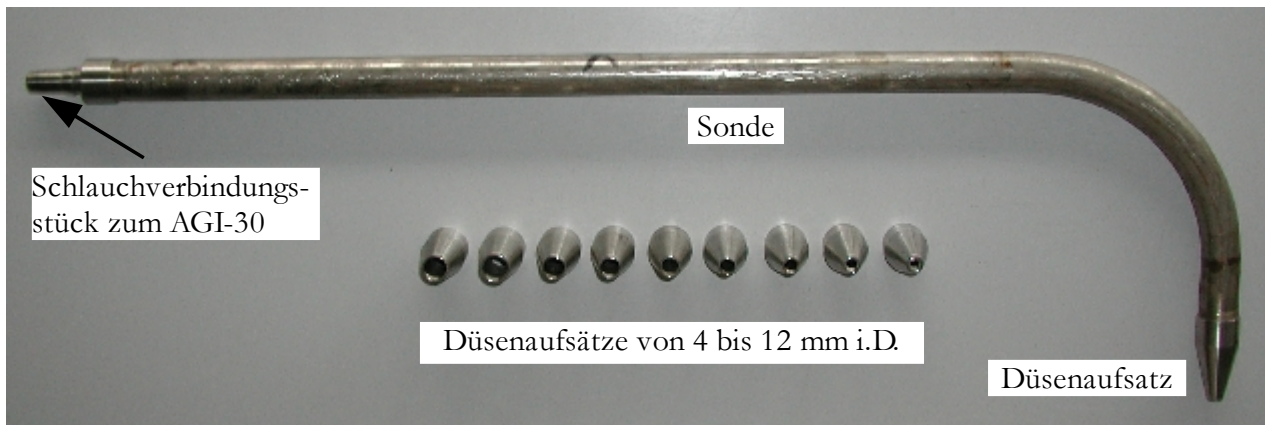
*Standardisierung  
durch gleiche  
Lufraten im  
Stall*

Vor jeder Probenahme wurde die Ventilatorleistung in dem zu beprobenden Stall von der automatischen Betriebsweise auf konstante 40% der Maximalleistung geregelt, um im Zuge der Beprobung gleich große Strömungsgeschwindigkeiten in den Kaminen zu gewährleisten, da eine isokinetische Teilstromentnahme für die Probenahme notwendig war. Zu diesem Zweck wurde durch eine einminütige Messung die mittlere Strömungsgeschwindigkeit mit einem Flügelrad-Anemometer und unter Einbeziehung der Kontinuitätsgleichung der Durchmesser der Sondeneinlaßöffnung bestimmt, was schließlich die isokinetische Probenahme ermöglichen sollte. Bei der Entscheidung über die zu wählenden Sondendüse wurden Abweichungen zwischen  $U_0$  und  $U_s$  von  $\pm 10\%$  toleriert (MITCHELL 1995).

*Isokinetische  
Partikelsamm-  
lung*



**Abb. 20:** Schema über die Geräteeinrichtung und das Prüfkonzept auf Reingasfluß im Tonneninneren (Rauchaustritt aus Rohraufsatz mit Anemometeranzeige). Dichtigkeitstest der aufgesetzten Tonne auf dem Biofilter/Rieselbettreaktor vor und nach erfolgter Probenahme unter Verwendung eines Strömungsprüfröhrchens (A: Angedeuteter Rauchaustritt an der Tonnenbasis als Dichtigkeitsindikator gegenüber Windeinflüssen).



**Abb. 21:** Probenahmesonde aus VA-Stahl mit Sondendüsen unterschiedlichen Durchmessers.

Die Sonde selbst wurde dann direkt im Reingasstrom stromaufwärts positioniert und fixiert. Wie an den Kaminen wurden auch im Stall an 2 Positionen je ein AGI-30 eingesetzt.

*Temperatur und  
relative Feuchte*

Die Begleitparameter Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit wurden an allen Probenahmepositionen aller Anlagen mit elektronischen Dataloggern vom Typ Agent (Fa. Rotronic, Ettlingen, BR Deutschland) kontinuierlich in Meßintervallen von 1 Minute über den gesamten Probenahmezeitraum gemessen.

*Prozeßwasser-  
proben in allen  
Anlagen*

Zusätzlich wurde an allen Beprobungstagen Waschwasserproben aus den Naßabscheidern bzw. Abluftwäscher der Anlagen I bis IV mit Hilfe steriler 50 ml Polypropylen-Zentrifugenröhrchen (Fa. Nunc, Wiesbaden, BR Deutschland) genommen. In den Waschwasserproben wurden Partikel-, Keim- und Endotoxingehalte bestimmt.

### 3.4 Partikelzahl und Größenklassifizierung

*Partikelcharak-  
terisierung in  
Flüssigproben*

Nach Abschluß der Probenahme wurde noch vor Ort eine quantitative Bestimmung der suspendierten Gesamtpartikel in den exponierten Impingerflüssigkeiten vorgenommen. Hierzu wurden jeweils erst 20 ml der exponierten Impingerflüssigkeit zur Spülung der Meßzelle des eingesetzten laser-optischen Partikelmeßgerätes (Fa. Klotz, Bad Liebenzell, BR Deutschland; Typ: Abakus) zugeführt. Es schloß sich sodann mit 10 ml Probenvolumen aus den exponierten Impingern die Bestimmung der Partikelanzahl und klassifizierten Partikelgrößen im Bereich von 0,7 bis 120 µm an. Diese Prozedur wurde für alle exponierten AGI-30 sinngleich wiederholt. Um Verschleppungen von Partikeln und Mikroorganismen zwischen den AGI-30-Behältnissen zu vermeiden, wurde der Ansaugschlauch des Flüssigpartikelzählgerätes jedesmal mit einem Isopropylalkohol (70%-ig) getränktem Fließ gesäubert und entkeimt.



<i>Freispülen des Partikelmeßsystems</i>	Vor der o.g. Probenanalyse wurden zunächst 10 ml einer <i>Aq. bidest.</i> -Lösung und 10 ml einer nicht exponierten Impingersammelflüssigkeit im Gerät vermessen, um die Meßzelle im Partikelzählgerät sauber zu spülen sowie Anhaltspunkte über den partikulären Reinheitsgrad der benutzten Impingersammelflüssigkeit zu erlangen. Anschließend wurde zudem ein über die Transportstrecke, zwischen Labor und Anlagenort mitgeführter Kontroll-Impinger partikelanalysiert, um Partikelkontaminationen stellvertretend für die eigentliche Probenahme-Impinger ausschließen zu können (siehe auch Kap. • 3.7). Solche denkbaren Kontaminationseinflüsse wären z.B. undichte Impingereinsätze während des Transports (Erschütterungen), mangelhafter Sauberkeitsgrad der Impinger u.ä.
<i>Kontrollimpinger für Blindwertbestimmung</i>	
<i>Berechnung der Luftgehalte</i>	Aufgrund der Partikelanzahl pro ml exponierter Impingerflüssigkeit und der Kenntnis der durchflußmetrischen Volumenbestimmung der durch die Impinger durchsetzten Außenluft-, Roh- und Reingasvolumina, werden die Ergebnisse in Partikel (n) pro m <sup>3</sup> Luft bzw. Gas angegeben (n m <sup>-3</sup> ). Diese Berechnungsweise gilt entsprechend für die anderen partikulären Luftfaktoren.
<i>Vorgehensweise bei der Partikelmessung</i>	Ebenfalls wurden die Waschwasserproben auf ihre Partikelgehalte und Partikelgrößen untersucht. Aufgrund der vermeintlich großen Partikelanreicherung in den Waschwasserproben mußte je ein Aliquot im Verhältnis 1:10 (v/v) mit der Impingerstamlösung verdünnt werden, um ein Verstopfen der Meßkammer des Flüssigpartikelzählers zu verhindern und um die gerätespezifische meßbare Maximalanzahl von 120.000 Partikeln pro ml Probenflüssigkeit nicht zu überschreiten.

### 3.5 Mikrobiologische Untersuchungen

<i>Aerobiologische Untersuchungen</i>	Die Impingerlösungen aus den Anlagen I bis IV wurden mikrobiologisch mittels Kultivierung auf Blutagar-Basis Nr. 2 (Fa. Oxoid GmbH, Wesel, BR Deutschland) auf mesophile Gesamtkeime bei einer Inkubationstemperatur von 36°C untersucht. Angezüchtete mesophile und thermotolerante Pilze wuchsen bei Inkubationstemperaturen von 25°C bzw. 40°C auf einem Dichloran-Glycerin-(DG 18)-Selektivnährboden mit Chloramphenicol-Supplement (Fa. Oxoid GmbH, Wesel, BR Deutschland). In Anlage IV wurden ergänzend die Bakterienklassen Staphylokokken mit Mannit-Kochsalz-Agar (Fa. Oxoid GmbH, Wesel, BR Deutschland) bei 36°C sowie mesophile und thermophile Aktinomyzeten mit einem nach EL-NAKEEB und LECHEVALIER (1963) sowie von KUTZNER <i>et al.</i> (1993) modifizierten Glycerin-Arginin-Agar bei 32°C bzw. 50°C angezüchtet.
<i>Nährböden und Inkubationstemperatur</i>	
<i>Verdünnungsreihen und Inkubationszeiten</i>	Aus der nach der Partikelzählung übriggebliebenen Impingerlösung wurden 10er-Verdünnungsreihen angelegt (10 <sup>-1</sup> bis 10 <sup>-5</sup> ) und jeweils 0,1 ml auf die entsprechenden Agarplatten ausgespatelt. Pro Keimklasse und Verdünnungsstufe wurde ein Triplikat von Agarplatten angelegt. Die Auszählung der aerob bebrüteten Platten erfolgte jeweils nach 24 Stunden bis zu 14 Tagen. Zur Auswertung kamen diejenigen Agarplatten, die Koloniezahlen zwischen 30 und 300 aufwiesen. Unter Berücksichtigung der Verdünnungsstufe wurde aus dem Pool auswertbarer Agarplatten pro Keimklasse der arithmetische Mittelwert gebildet und das Ergebnis zunächst in koloniebildende Einheit (KBE) pro ml Impingerlösung angegeben, um es schließlich auf KBE pro m <sup>3</sup> zu beziehen.

*Prozeßwasser-analyse* Die Waschwasserproben wurden den gleichen o.g. Keimspezifizierungen unterworfen, wobei in den Anlagen I bis III zusätzlich der Nachweis von *Enterobacteriaceae* (MacConkey-Nährboden Nr. 3, Fa. Oxoid GmbH, Wesel, BR Deutschland) bei einer aeroben Inkubationstemperatur von 36°C ins Untersuchungsprogramm aufgenommen wurde. In Anlage IV wurde stattdessen auf Staphylokokken im Waschwasser untersucht.

*Art- und Gattungsbestimmung durch Dienstleister* Neben dieser aufgezeigten Basisklassifizierung auftretender Bakterien und Pilze im Prozeßwasser der Anlagen, wurden zusätzlich Aliquote der Waschwasserproben für eine umfassendere mikrobielle Art- und Gattungsbestimmung an das Institut für Mikrobiologie und Tierseuchen der Tierärztlichen Hochschule Hannover, BR Deutschland im Rahmen eines Dienstleistungsauftrag weitergereicht. Außerdem wurde wenn möglich auch eine semiquantitative Einschätzung der Keimgehalte vorgenommen, die stufenweise mit geringgradig (ca.  $10^3$  bis  $10^4$  Keime ml<sup>-1</sup>), mittelgradig (ca.  $10^4$  bis  $10^5$  Keime ml<sup>-1</sup>) oder hochgradig ( $> 10^5$  Keime ml<sup>-1</sup>) angegeben wurden.

### 3.6 Endotoxin-Analysen

*Chromogen-kinetischer LAL-Test* Weitere Impinger-Aliquote von etwa 5 ml wurden dem quantitativen chromogen-kinetischen LAL-Test (Limulus-Amöbozyten-Lysat-Test) zugeführt, in dem ein LAL/Substrat-Testkit (Fa. BioWhittaker, Walkersville, USA; Kinetic-QCL Reagent) bei Endotoxin-Präsenz einen Farbstoff freisetzt, der photometriert wird.

*Meßprinzip* Das Prinzip beruht auf einer enzymatischen Reaktion eines aus Amöbozyten von *Limulus polyphemus* (Pfeilschwanzkrebs) gewonnenen Proenzym, daß bei Anwesenheit von Endotoxinen zum Vollenzym wird. Dieses Vollenzym reagiert mit einem farblosen Peptid-p-Nitroanilin-Komplex unter Spaltung des gleichnamigen Komplexes in das isolierte Peptid und p-Nitroanilin, daß nun in Lösung eine gelbliche Färbung aufweist und bei einer Wellenlänge von 405 nm photometrisch gemessen werden kann. Da jede enzymatische Umsetzung durch ihre Reaktionszeit charakterisiert ist, ist die erforderliche Zeit bis zum Auftreten der gelben Färbung umgekehrt proportional zur Menge der vorhandenen Endotoxine, d.h. mit zunehmenden Endotoxingehalten wird die chemische Reaktionszeit kürzer. Die Konzentration der Proben-Endotoxine können über eine Standard-Eichkurve ermittelt werden, indem verschieden konzentrierte Endotoxin-Eichlösungen auf ihre Reaktionszeit hin überprüft werden. Durch lineare Regression läßt sich so eine Eichfunktion bestimmen, über die die Konzentrationen der Proben-Endotoxine bestimmt werden können. Die Güte der Regression findet Ausdruck in einem Korrelationskoeffizienten  $r$  von  $\geq 0,99$  (**Abb. 22**). Als Test-Endotoxin für die Eichung wurde *E. coli* O55:B5 Endotoxin eingesetzt. Alle mit dem Test und den Proben in Berührung kommenden Gegenstände sind zum Ausschluß von Meßartefakten Endotoxin-frei.

*ELISA-Reader* Zum Durchsatz größerer Probenmengen wurde der LAL-Test in Mikrotiter-Platten durchgeführt und in einem ELISA-Reader vom Typ Anthos HTIII ausgewertet. Die Ergebnisse werden in Endotoxin Unit (EU) pro ml getesteter Lösung angegeben und volumenbezogen dargestellt (Luft: EU m<sup>-3</sup>, Prozeßwasser: EU ml<sup>-1</sup>). Endotoxinbezogene Massenangaben können näherungsweise errechnet werden durch: 1 ng  $\approx$  8 EU.

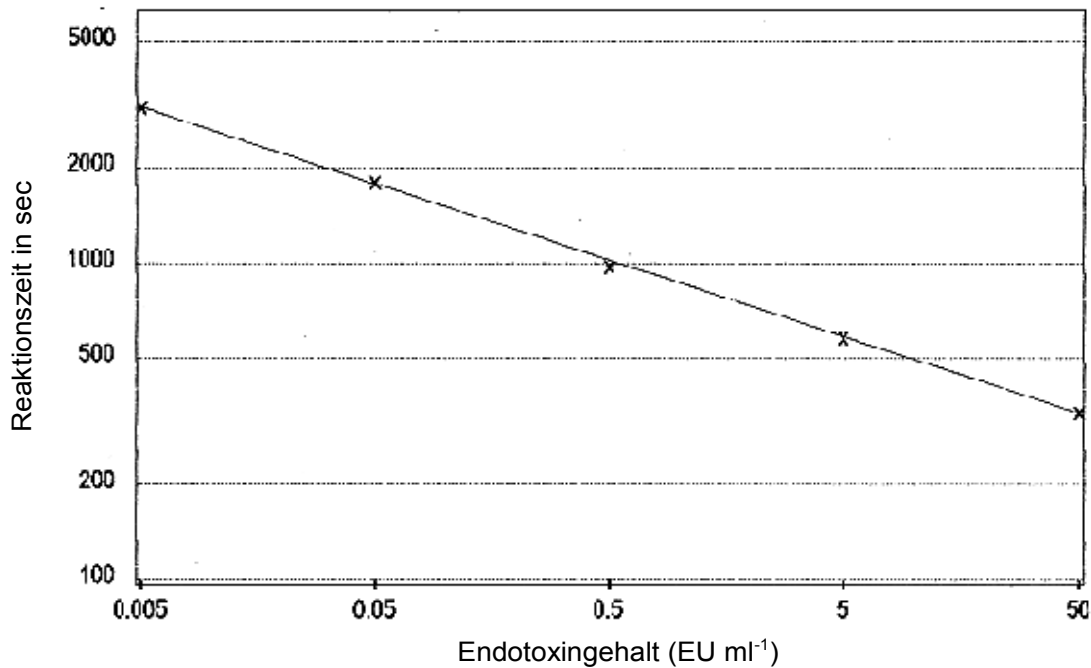


Abb. 22: Beispiel einer Eichkurve für die Endotoxinbestimmung.

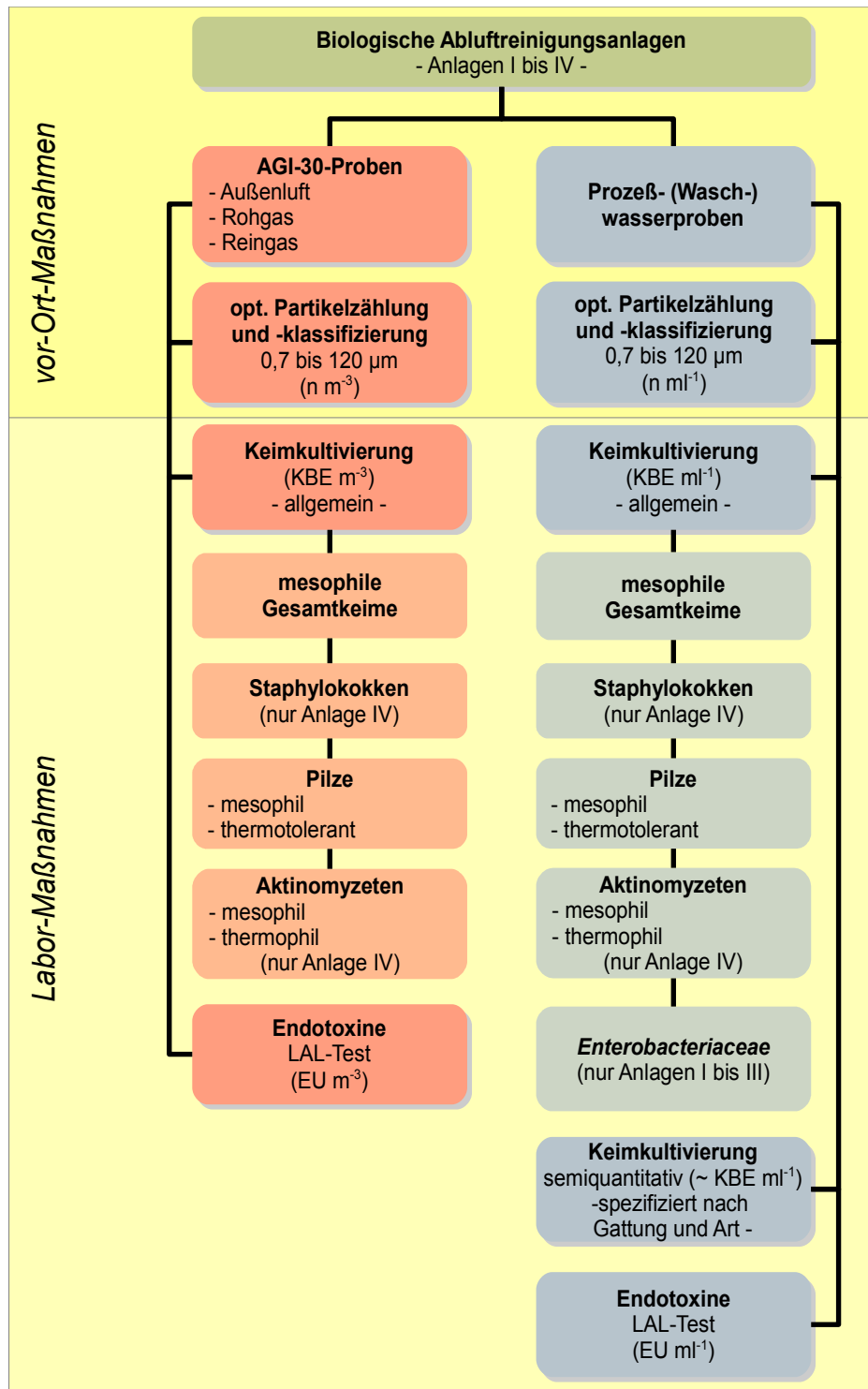
### 3.7 Qualitätskontrolle der Beprobungen

#### Kontroll-Impinger

Während aller Probenahmen wurden nicht exponierte Kontroll-Impinger mitgeführt, die sämtliche während der Beprobungstage und der laborgestützten Vorbereitung und Aufarbeitung notwendigen Handhabungen parallel zu den exponierten Proben mit durchlaufen haben, um etwaige Sekundärkontaminationen ausschließen zu können. Waren etwaige Artefakte zu quantifizieren, so wurden diese bei der Auswertung der Daten aus den Partikel-, Keim- und Endotoxinanalysen rechnerisch berücksichtigt (Blindwertbestimmung).

Der Transport des Untersuchungsgutes am Probenahmetag erfolgte in einer Kühlbox mit Peltier-Kühlaggregat, um über einfache Fahrstrecken von ungefähr 175 bis 221 km zwischen BioAbluftRA und Labor kältekonstanz auf die Proben einwirken zu können. Die Transport- und Lagerungstemperaturen betrugen etwa 2 bis 4 °C, die bis zum nächsten Tag der mikrobiellen Aufarbeitung eingehalten wurden.

Im Organigramm der **Abbildung 23** wird der Versuch unternommen, die verschiedenen Schritte von der Probenahme bis zur partikelspezifischen Analyse der übersichtlicher zusammenzufassen.



**Abb. 23:** Organigramm über das Beprobungs- und Analyseschema von Biopartikeln in Luft und Prozeßwasser in den Anlagen I bis IV.

### 3.8 Auswertung der Daten und Probenumfänge

*Wirkungsgrad*

In Anlehnung an die VDI-Richtlinie 3477 (2004) wurde der Wirkungsgrad  $\eta$  in Prozent (%) für Bioaerosole berechnet nach

$$\eta_B = \frac{C_{B, roh} - C_{B, rein}}{C_{B, roh}} \cdot 100 \quad (2)$$

*...auf Konzentrationenbasis*

wobei  $c$  die Konzentrationen der Bioaerosole  $B$  (Partikel, Keime, Endotoxine) in Roh- (*roh*) und Reingas (*rein*) darstellen. In Anlage IV wurde neben der Rohgasbeobachtung im Stall eine erste Reingasprobenahme hinter Filterwand II (= Reingas I) und eine weitere über dem Biofilter (= Reingas II) vorgenommen. In diesem Fall ergibt sich das Gesamtrückhaltevermögen aus dem prozentualen Verhältnis von Rohgas und Reingas II. Angaben ohne Vorzeichen bedeuten eine Reduktion, ein negatives Vorzeichen (-) kennzeichnet eine Zunahme der partikulären Bestandteile beim Passieren der Abluftreinigungsanlage. Bei der hier dargestellten Berechnungsart des Wirkungsgrades wurde davon ausgegangen, daß der Luftvolumenstrom in den Anlagen während der einzelnen Probenahmetage nur vernachlässigbar verändert wurde, so daß die Bilanzierung über die festgestellten Konzentrationen in Roh- und Reingas pro Probenahmetag erfolgen konnte (VDI 3477 2004). In der zusammenfassenden Darstellung des über alle Probenahmetage ermittelten Gesamtwirkungsgrad je Anlage wurde diese Verfahrensweise beibehalten, obgleich der Einfluß der an den einzelnen Probenahmetagen spezifizierten Luftraten hier ebenso Rechnung getragen wurde, um über den Vergleich der Bioaerosol-bezogenen Stoffströme  $q_{Bem, roh}$  bzw.  $q_{Bem, rein}$  den emissionsassoziierten Gesamtwirkungsgrad  $\eta_{Bem}$  gemäß

*...auf Emissionsbasis*

$$\eta_{Bem} = \frac{q_{Bem, roh} - q_{Bem, rein}}{q_{Bem, roh}} \cdot 100 \quad (3)$$

einer Anlage zusätzlich zu ermitteln. Die pro Anlage und Probenahmetag aufgeführten über die Konzentrationen ermittelten Wirkungsgrade  $\eta_B$  sind identisch mit  $\eta_{Bem}$ , wenn sowohl auf der Roh- als auch auf der Reingasseite die selbe Luftrate Gültigkeit hatte. Eine Ausnahme bildete Anlage III. Hier wurden im Abluftwäscher und im konventionellen Abluftkamin die Luftraten separat protokolliert. Für die Bestimmung der rohgasseitigen Stoffströme wurden die Volumenströme im konventionellen Abluftkamin, für die reingasseitigen Auswurfmenen die im Abluftwäscher gemessenen Luftraten herangezogen.

*Berechnung der Emission*

Die Stoffströme  $q_{Bem}$  gleichsam als Emissionsraten zu bezeichnen, wurden ermittelt nach

$$q_{Bem} = \dot{V} \cdot c_B \quad (4)$$

*Meßansatz für  
Lufratenbestimmung*

wobei  $\dot{V}$  die Lufrate in m<sup>3</sup> pro h und Großvieheinheit (GVE, entspricht 500 kg Lebendgewicht) ist und das Resultat eines 24-Stunden-Mittelwertes ist. Gemessen wurden die Luftvolumenströme mit Meßventilatoren in den Ställen, die üblicherweise eine Meßungenauigkeit von etwa  $\pm 5\%$  besitzen (HINZ u. LINKE 1998). Durch die Kenntnis der Lufrate für den Stall und der insgesamt eingestellten Lebendmasse in kg an Tieren, läßt sich die Umrechnung auf GVE-Bezug bewerkstelligen. Dies dient zur Standardisierung, um GVE-bezogene Emissionsraten zwischen den Anlagen vergleichen zu können.

*Umfang der  
Anlagenbesuche*

Insgesamt wurden einmalig pro Besuchstag in Anlage I und II 4 Roh- (4 Positionen im Stall) und Reingasproben (4 Positionen auf dem Reaktor/Biofilter), in Anlage III 3 Roh- (2 Positionen im Stall, 1 Position im konventionellen Abluftkamin) und 1 Reingasprobe (1 Position über Abluftwäscher des Biowäschers) sowie in Anlage IV 1 Roh- (1 Position im Stall) und 2 Reingasproben (1 Position hinter Filterwand II, 1 Position über dem Biofilterbett) gewonnen, die allerdings bei Anlage IV als Dreifachbeprobung (= Triplikat) pro Position und Probenahmetag vorlagen.

*Stichproben-  
umfänge*

Damit ergab sich in Zusammenhang mit Tabelle 6 für Anlage I ein Probenumfang (N) auf Roh- und Reingasseite von jeweils 48 Einzelproben (12 Besuchstage x 4 Probenahmepositionen). In Anlage II sind wegen eines 13. Besuchstages entsprechend 4 Roh- und Reingas-Proben zusätzlich angefallen (13 Besuchstage x 4 Probenahmepositionen = jeweils 52 Gesamtproben). Mit 12 Besuchstagen bei der Biowäscher-Anlage sind insgesamt 24 Proben im Stall (12 Besuchstage x 2 Probenahmepositionen) und 12 am konventionellen Abluftkamin wie auch über dem Abluftwäscher (12 Besuchstage x je 1 Probenahmeposition) genommen worden. Bedingt durch die pro Besuchstag an jeder Probenahmeposition zeitlich hintereinander durchgeführte Dreifachbeprobung an jeder Roh- und Reingasposition, sind in der Kombi-Anlage trotz nur 6 Besuchstagen an jeder Position insgesamt 18 Einzelproben (6 Besuchstage x 3 Einzelprobenahme pro Position = jeweils 18 Gesamtproben) gewonnen worden.

*Art der  
Graphikdarstellung*

Bei der graphischen Darstellung der Konzentrationsverläufe werden die Besuchstage in den Anlagen als Probenahmetage 1 bis max. 13 auf der Abszisse aufgetragen. Die graphisch eingesetzten Werte für die Anlagen I und II stellen Mediane, die für Anlage IV arithmetische Mittelwerte dar, wobei auch Minimum- und Maximumwerte als Spannweite der erhobenen Befunde angegeben werden.

*Entscheidung  
über Mittelwert-  
bildung*

Die Gründe für die Median- und arithmetische Mittelwertsdarstellung liegen in der räumlichen und zeitlichen Verschiedenheit unter denen die anlagenspezifischen Versuche durchgeführt wurden. So hätte das Arbeiten mit Zentralwerten im Falle der Anlage IV zu ungenauen Relationen zwischen den Roh- und Reingaskonzentrationen bzw. -emissionen geführt, da je nach Wertekonstellation der Triplikate auf der Stall- und Biofilterseite der Median mal die erste, zweite oder auch dritte Teilprobenahme der Dreifachbeprobung getroffen hätte. Somit würde z.B. der erste Stallwert mit dem dritten Biofilter korreliert werden, aus dem dann der Wirkungsgrad hätte errechnet werden müssen. Da aber drei Einzelproben hintereinander genommen wurden, wäre eine zeitlich genaue Fixierung des Wirkungsgrades nicht möglich gewesen und hätte nicht repräsentative Daten geliefert, da der Betriebszustand der Anlage während der ersten Teilprobenahme sich von denen der Dritten u.U. unterschieden hätte. Der arithmetische Mittelwert war damit im Zuge der Dreifachbeprobung an jeweils einer Probenahmeposition die bessere Maßzahl.



<i>Median versus arithmetischer Mittelwert</i>	<p>Gegenüber Anlage IV waren in den Anlagen I und II keine zeitlichen Zuordnungen der Beprobungen notwendig gewesen, sondern vornehmliches Ziel war es, aufgrund der räumlich getrennten Messungen charakteristische Maßzahlen für die Roh- und Reingasseite insgesamt zu liefern. Die Verwendung des Medianwertes hat den Vorteil weniger von Ausreißern gestört zu werden, wie es gerade bei mikrobiologischen Kenngrößen vorkommen kann. Der Median ist daher robuster als der arithmetische Mittelwert. Hinzu kommt, daß asymmetrische Verteilungen der Werte besser über den Median beschrieben werden können, da gerade auch kleine Stichproben wie bei dem hier vorgestellten Monitoringvorhaben meist schief verteilt sind (LOZÁN 1992). Sollte trotzdem eine symmetrische Verteilung vorliegen, so ist der Median gleichwertig zum arithmetischen Mittelwert zu betrachten. Insofern ist die Angabe des Median in diesem Fall die sichere Maßzahl.</p> <p>Da in Anlage III pro Probenahmetag an zwei Probenahmepositionen im Stall gemessen wurde, fand hier der Median bzw. der arithmetische Mittelwert seine Anwendung. Die übrigen Probenahmepositionen waren wie in Kap. • 3.3.2 geschildert nur einfach vorhanden.</p>
<i>t-Test und U-Test</i>	<p>Aus den besagten Verfahrensweisen lassen sich nunmehr für etwaige Signifikanzprüfungen die zweckmäßigen analytischen Statistiken ableiten, die in Form vom t-Test für unabhängige Stichproben und dem Mann-Whitney U-Test zum Tragen kamen, um bei der Angabe der Wirkungsgrade die Konzentrations- und Emissionsgradienten zwischen Roh- und Reingas zu verdeutlichen. Dies diente nicht zuletzt dazu, grundsätzlich über den gesamten Meßzeitraum aller Beprobungstermine die Kontinuität der Rückhalteeffizienz zu unterstreichen.</p>
<i>Median-Test</i>	<p>Da in den Anlagen I und II mit jeweils vier Beprobungspositionen gearbeitet wurde, diente die Anwendung des Median-Tests dazu, etwaige Konzentrationsunterschiede der Bioaerosole zwischen den Probenahmepositionen auf der Rohgas- bzw. Reingasseite statistisch abzusichern. Je nach Verwendung parametrischer und parameterfreier Tests für die Bioaerosolcharakterisierung auf der Roh- und Reingasseite, wurden entsprechend auch für die physikalischen Faktoren Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit auf meßpositionsspezifische Unterschiede hin getestet.</p>
<i>Effizienz statistischer Tests</i>	<p>Wird versucht die Effizienz der hier verwendeten parameterfreien Testverfahren gegenüber einem parametrischen Tests wie dem t-Test einzuschätzen, so läßt sich feststellen, daß der U-Test eine Effizienz von 95% und der Median-Test von 64% aufweist (LOZÁN 1992).</p>
<i>Korrelationskoeffizienten</i>	<p>Mögliche Sinnzusammenhänge zwischen den untersuchten Parametern wurden mit Hilfe des Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten <math>r_s</math> berechnet, da dieser bei kleinen Stichprobenumfängen wie den hiesigen sowie bei Nicht-Normalverteilung als auch bei Ausreißern nahezu unbeeinflusst bleibt und daher als empfehlenswert gelten kann (LOZÁN 1992). Anwendung findet <math>r_s</math> bei der Korrelation der Waschwasserbefunde und den aerogenen Partikelgehalten als auch bei der Feststellung, ob die erhobenen Partikelkonzentrationen im Stall und Abluftkamin der Anlage III miteinander assoziiert sind.</p>

Im übrigen werden die Waschwasserbefunde aller Beprobungstage als Median und zusätzlich als arithmetischer Mittelwert pro Anlage aufgeführt, um durch Nennung des Variationskoeffizienten das Ausmaß der Streuung zwischen den Beprobungstagen deutlich zu machen.

#### *Software- Einsatz*

Die Verarbeitung der Daten erfolgte mit den Computerprogrammen Excel® 7 (Microsoft Corporation, USA), OpenOffice Calc 3.2 (Sun Microsystems Inc., <http://de.openoffice.org>) und Statistica® 5.1 (Statsoft Inc., USA).

### **3.9 Validierungsversuche zur Methodenoptimierung**

#### *Erwägungs- gründe für einge- setzte Methoden*

Die Bestimmung des Wirkungsgrades der biologischen Abluftreinigungsanlagen ist nicht zuletzt auch von den benutzten Beprobungs- und Meßverfahren abhängig. Gerade bei der auf das Sammeln von luftgetragenen Partikeln ausgerichteten Probenahme-strategie sind im allgemeinen gleiche Methoden auf der Roh- und Reingasseite anzuwenden, um den Anspruch repräsentativer Befunde im Sinne identischer Sammeleffizienzen unterstreichen zu können. Zudem würden methodenbedingte Ergebnisunterschiede nicht nur zu einer Verzerrung der ermittelten Abscheideleistungen für die Abluftreinigungsanlagen führen, sondern auch der direkte Vergleich von Partikeleigenschaften auf der Roh- und Reingasseite wäre nur schwer möglich (z.B. unterschiedlicher Sammelstress für Mikroorganismen in deren Folge der Grad der Kultivierbarkeit schwankt).

#### *Filtration und Filtertypen*

Bei der Staubprobenahme wird oft das Filtrationsverfahren eingesetzt, da es zum einen die Gewinnung von zu gravimetrierender Staubmasse erlaubt und zum anderen dieser Staub auf weitere Komponenten wie Keime und Inhaltsstoffe (z.B. Endotoxine) untersucht werden kann. In all diesen Fällen kann über nur ein Sammelverfahren eine mehrfaktorielle Luftqualitätsbestimmung durchgeführt werden, allerdings mit der Notwendigkeit entsprechende adäquate Filtertypen zu wählen (z.B. Staubmasse auf Glasfaserfilter, Keime auf Polycarbonatfilter definierter Porengröße).

#### *Näseeinfluß auf die Filtration*

Zusätzlich gilt es die am Beprobungsort angetroffenen luftphysikalischen Bedingungen in die Überlegungen für einen probaten Versuchsaufbau mit einzubeziehen. Bei den hier untersuchten Anlagen war für die Wahl eines Probenahmeverfahrens wichtig, daß die Roh- und Reingasseite hauptsächlich durch ihre stark unterschiedlichen Gehalte an Luftfeuchtigkeit auffielen, hervorgerufen durch die bei den biologischen Abluftreinigung vorgeschalteten Naßabscheider, was den Austrag von Wasseraerosolen in und durch die Anlagen nach sich ziehen konnte. Selbstredend war dies gerade beim Biowäscher zu erwarten gewesen. Damit wurde insgesamt die Frage aufgeworfen, ob das besagte Filtrationsverfahren sowohl auf der Stallseite als auch hinter den Biofiltern, Rieselbettreaktor bzw. dem Biowäscher die Methode der Wahl darstellen würde, da damit zu rechnen war, daß 1.) die Benetzung der Filter mit Wasser ein Abschwemmen der zu untersuchenden Komponenten verursachen würde und 2.) eine selektive gravimetrische Auswertung der gesammelten Staubmasse -abgesehen von den abgeschwemmten Anteilen- aufgrund der den Filter benetzenden Wassermasse nicht möglich gewesen wäre.

<i>Alternatives Impingement</i>	Aus diesen Gründen bot sich das Impingement, wie bereits in Kap. • 3.3.5 eingehend beschrieben, an, da es zumindest für Keime und Endotoxine eine brauchbare Sammelmatrix darstellt. Nichtsdestotrotz ist natürlich eine Staubmassenbestimmung hierüber nicht möglich. Dies wäre jedoch gerade wegen der Vergleichbarkeit literaturbezogener Staubkonzentrationen in mg pro m <sup>3</sup> wünschenswert gewesen.
<i>Staubmassebezug über Impingement</i>	Um das Impingement eventuell auch für eine massebezogene Staubbestimmung heranzuziehen, wurde eine Versuchsreihe konzipiert, die die Filtration, Trocknung und anschließende Gravimetrie von Partikeln aus einem wäßrigen Medium vorsah. Zu diesem Zweck wurde aus Sedimentationsstaub eines Schweinestalles eine Stammsuspension hergestellt. Die eingestellte Konzentration betrug 300 g m <sup>-3</sup> Wasser.
<i>Filtrierte wäßrige Staubsuspension und Gravimetrie</i>	Vor der Gravimetrie beaufschlagter Partikel aus einer filtrierten Suspension mußte die Trocknung der Filterscheiben erfolgen, um eine zeitliche Vorstellung von der notwendigen Mindesttrocknungszeit der Filter zu bekommen und um sicher zu gehen, daß eine anschließende „wasserlose“ Staubgravimetrie durchgeführt werden würde. Daher wurde zunächst an Glasfaserfilter und Polycarbonatfilter (Porengröße 0,8 µm) das zeitliche Trocknungsverhalten für <i>Aq. dest.</i> und Isopropanol (99%-ig) unter klimatisierten Raumbedingungen (18°C, 75% r.F.) getestet. Nachdem die Leergewichte je eines Glasfaserfilter und eines Polycarbonatfilter auf einer Waage (Fa. Sartorius, Göttingen, BR Deutschland; Anzeige bis 10 <sup>-5</sup> g) festgestellt wurde, wurden die in einem Filterhalter fixierten Filter in einem Versuchsgang mit 10 ml <i>Aq. dest.</i> gespült und anschließend mit 20 ml Luft vorgetrocknet, um überschüssiges Wasser im Filterhalter zu entfernen. Gespült wurde mit einer herkömmlichen Einmalspritze unter moderatem manuellem Druck. Im zweiten Vorgang wurde statt <i>Aq. dest.</i> Isopropanol gewählt. Danach wurden die befeuchteten Filter ausgewogen und die zeitabhängige Massenreduktion der Filterscheiben durch Verdampfung der Spülflüssigkeit protokolliert. Rechnerisch wurde sodann eine Extrapolation auf das Leergewicht der Filterscheiben vorgenommen, um den wahrscheinlichen Zeitbedarf bis zur totalen Abtrocknung des Filters zu bestimmen.
<i>Beladung von Filtern mit verschiedenen Staubmengen</i>	Im zweiten Versuch wurden verschiedene Volumina der Partikel-Stammsuspension durch vorab eingewogene Polycarbonatfilter gepresst und nach 15 min und 24 Std. gravimetriert, um die Übereinstimmung zwischen der theoretischen und der tatsächlichen Staubauswaage zu ersehen. Filtriert wurde in 5 ml-Schritten von 5 ml (= 0,0015 g absolut) bis max. 30 ml (= 0,009 g absolut). Glasfaserfilter wurden wegen der fehlenden Porenkonfiguration nicht mit in diese Versuchsreihe einbezogen, da bei erfolgreicher Staubabscheidung auf den Polycarbonatfiltern auch von einer ausreichenden Keimrückhaltung und Eluierbarkeit von der Filteroberfläche ausgegangen hätte werden können. Inwiefern durch die Filtrationsmechanik ein Vitalitätsverlust vermehrungsfähiger Keime stattgefunden hätte, wäre ggf. Aufgabe von Zusatzversuchen gewesen.
<i>Impingement: Ausbeute bei 10,5 l min<sup>-1</sup> vs. 12,5 l min<sup>-1</sup></i>	In Kap. • 3.3.5 ist dargelegt worden, daß der Betrieb der AGI-30 entgegen den Empfehlungen der Literatur statt mit 12,5 l min <sup>-1</sup> mit 10,5 l min <sup>-1</sup> während der Probenahmen durchgeführt wurde. Im relativen Vergleich zwischen Roh- und Reingasseite ist davon auszugehen, daß dies keine Rolle spielt. Um jedoch eine Einschätzung über die Sammeleffizienz der AGI-30 bei unterschiedlichen Flußraten zu erhalten, wurde an einer Position in den Stallräumen zusätzlich ein

*Auswertung über  
Wilcoxon-Test*

AGI-30 mit  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  betrieben (siehe Appendix A bis C). Die direkte Nachbarschaft zweier Impinger sollte bei parallelem Start und gleicher Laufzeit und Füllvolumen die Entnahme partikulär gleich zusammengesetzter Stallluft gewährleisten, um so eine unmittelbare Vergleichbarkeit der absoluten Werte aus den Probenahmen zu erlauben. In den Anlagen I, II und III wurden diese ergänzenden Versuche auf der Rohgasseite durchgeführt. Zur Überprüfung signifikanter Konzentrationsunterschiede wurde der Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben herangezogen, da es sich um unterschiedliche Probenahmemethoden, angewandt jedoch an der selben Probenahmeposition handelte.

### 3.10 Quellennachweis

BRACHMAN, P.S.; EHRLICH, R.; EICHENWALD, H.F.; GABELLI, V.J.; KETHLEY, T.W.; MADIN, S.H.; MALTMAN, J.R.; MIDDLEBROOK, G.; MORTON, J.D.; SILVER, I.H.; WOLFE, E.K. (1964): Standard sampler for assay of airborne microorganisms. *Science*, 144, 1295.

EL-NAKEEB, A.M.; LECHEVALIER, H.A. (1963): Selective isolation of aerobic actinomycetes. *Applied Microbiology*, 11, 75-77.

HINZ, T.; LINKE, S. (1998): A comprehensive experimental study of aerial pollutants in and emissions from livestock buildings. Part 1: Methods. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, 70, 111-118.

KUTZNER, H.J.; KEMPF, A.; JÄGER, T. (1993): Verbundvorhaben: Abschätzung von Gesundheitsrisiken für Müllwerker durch Keimemissionen und Entwicklung von Arbeitsschutzmaßnahmen. Teilvorhaben B: Actinomyceten. Förderkennzeichen: 01 HK 739. Technische Hochschule Darmstadt, Institut für Mikrobiologie, BR Deutschland.

LOZÁN, J.L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Paul Parey Verlag, Pareys Studentexte 74, Berlin und Hamburg, BR Deutschland, 237 S.

MITCHELL J.P. (1995): Particle Size Analysers: Practical procedures and laboratory techniques. In: Bioaerosols Handbook, C.S. Cox and C.M. Wathes (Hrsg.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 177-246.

VDI 3477 (2004): Biologische Abgasreinigung. Biofilter. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), November 2004, Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 102 S.

# Kapitel 4

## Ergebnisse

	Seite
4.1 Methodenoptimierung.....	4-1
4.2 Abscheideverhalten der Biopartikel in den Anlagen....	4-6
4.2.1 Rückhaltevermögen der Anlage I.....	4-6
4.2.2 Rückhaltevermögen der Anlage II.....	4-12
4.2.3 Rückhaltevermögen der Anlage III.....	4-18
4.2.4 Rückhaltevermögen der Anlage IV.....	4-25
4.3 Referenzkonzentrationen in der Außenluft.....	4-29
4.4 Allgemeine Partikel-, Keim- und Endotoxingehalte im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV.....	4-30
4.4.1 Biopartikel im Waschwasser der Anlage I.....	4-30
4.4.2 Biopartikel im Waschwasser der Anlage II.....	4-31
4.4.3 Biopartikel im Waschwasser der Anlage III.....	4-31
4.4.4 Biopartikel im Waschwasser der Anlage IV.....	4-32
4.5 Mikrobielle Typisierung und Semiquantifizierung des Prozeßwassers der Anlagen I bis IV.....	4-33

### 4.1 Methodenoptimierung

#### *Trocknungszeit benetzter Filter*

Die Trocknungsbefunde für die zwei Filterarten und die graphische Ermittlung der wahrscheinlichen Mindestzeit für eine totale Abtrocknung der befeuchteten Filter läßt sich nach **Abbildung 24** abschätzen. Unter Raumbedingungen von 18°C und 75% relativer Luftfeuchte ist erwartungsgemäß für beide Filtertypen nach Isopropanol-Benetzung des hohen Dampfdruckes wegen die schnellste, nach Aq.dest-Befeuchtung die langsamste Abtrocknungsrate zu verzeichnen. Trotzdem kann beim mit Aq. dest. benetzten Polycarbonatfilter bereits nach 7 min mit einer totalen Abtrocknung gerechnet werden (**Tab. 7**).

#### *Wäßrige Staub- suspension und Filtrierbarkeit*

Nach Ermittlung der Trocknungszeiten wurde im zweiten Versuchsansatz eine wäßrige Stammsuspension (300 g Sedimentationsstaub pro m<sup>3</sup> Aq. dest.) aliquotiert und über Polycarbonatfilter filtriert. Nach Trocknung wurde die Bruttomasse des Filters mit dessen Leergewicht verglichen und der Grad der Übereinstimmung zwischen Sollmasse und Istmasse überprüft. Es stellte sich heraus, daß die Staubausbeute über Filtration nur zwischen 3,3 und 12,8% betrug.

*Erschwertes  
Handling von  
Polycarbonat-  
filter*

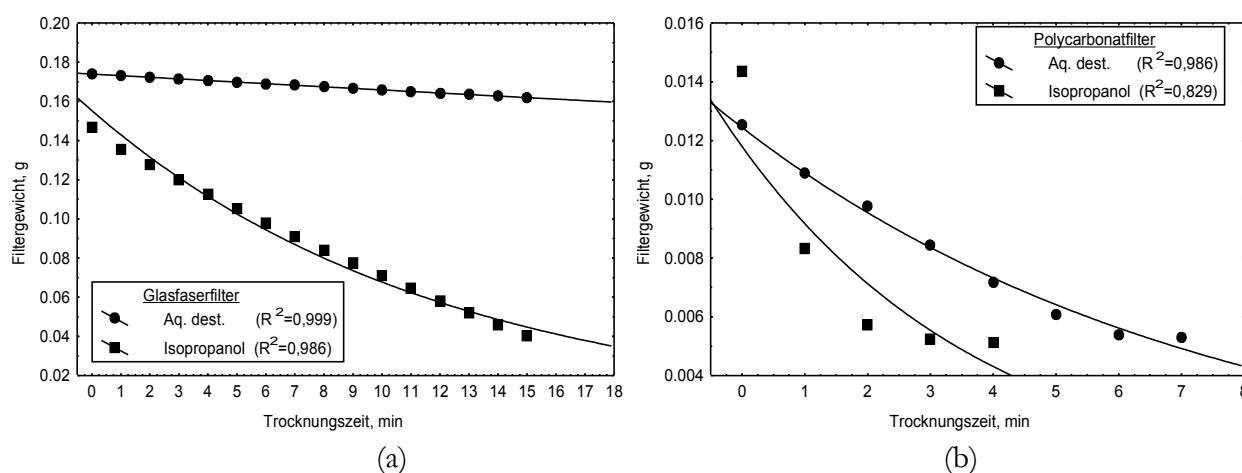
Außerdem war wahrzunehmen, daß die Handhabung von Polycarbonatfiltern im Zuge des Wägeprozesses insofern schwierig ist, da aufgrund elektrostatischer Kräfte das einfache Auflegen und Abheben der Filter auf bzw. vom Wägeteller der Waage nicht ohne direkte Manipulation des Wägetellers durchführbar ist und damit eine Verfälschung des Wägeergebnisses durch Dejustierung der Waage wahrscheinlich scheint. Denkbar wäre es, bei ähnlichen Problemen die elektrostatischen Kräfte vorab zu neutralisieren, um Wägeartefakte ausschließen zu können (z.B. durch  $\beta$ -Strahler).

*Impingement und  
Flußratenunter-  
schiede*

Für die Bewertung des Einflusses der Sammelflußraten der AGI-30 auf die partikuläre Ausbeute wurden die Luftfaktoren Partikel, Gesamtkeimzahl und Endotoxine gewählt, da diese im Gegensatz zu den mesophilen und thermotoleranten Pilzen regelmäßig während der Probenahmetage nachgewiesen werden konnten. Auf dieser Basis konnten die Abweichungen der festgestellten Luftgehalte im Stall berechnet werden. Trotz der Solleinstellung der Flußraten von  $10,5 \text{ l min}^{-1}$  bzw.  $12,5 \text{ l min}^{-1}$ , waren hiervon über alle Probenahmetage hinweg Schwankungen zu beobachten gewesen, die sich auf Medianwertbasis zwischen  $\pm 0,05\%$  und  $3,4\%$  bewegten.

*Anlage I:  
Höhere Keim-  
ausbeuten bei  
 $10,5 \text{ l min}^{-1}$*

Werden über alle 12 bzw. 13 Probenahmetage die absoluten Konzentrationen der Flußraten  $10,5$  vs.  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  zusammengefaßt, so ergaben sich in Anlage I für Partikel Medianwerte von  $5.165.167 \text{ n m}^{-3}$  vs.  $4.140.468 \text{ n m}^{-3}$  ( $p < 0.01$ ). Bezogen auf Gesamtkeime und Endotoxine wurden ebenfalls höhere Gehalte bei erniedrigter Flußrate gefunden ( $453.141 \text{ KBE m}^{-3}$  vs.  $301.255 \text{ KBE m}^{-3}$ ,  $p > 0.05$ ;  $69,9 \text{ EU m}^{-3}$  vs.  $10,6 \text{ EU m}^{-3}$ ,  $p > 0.05$ ).



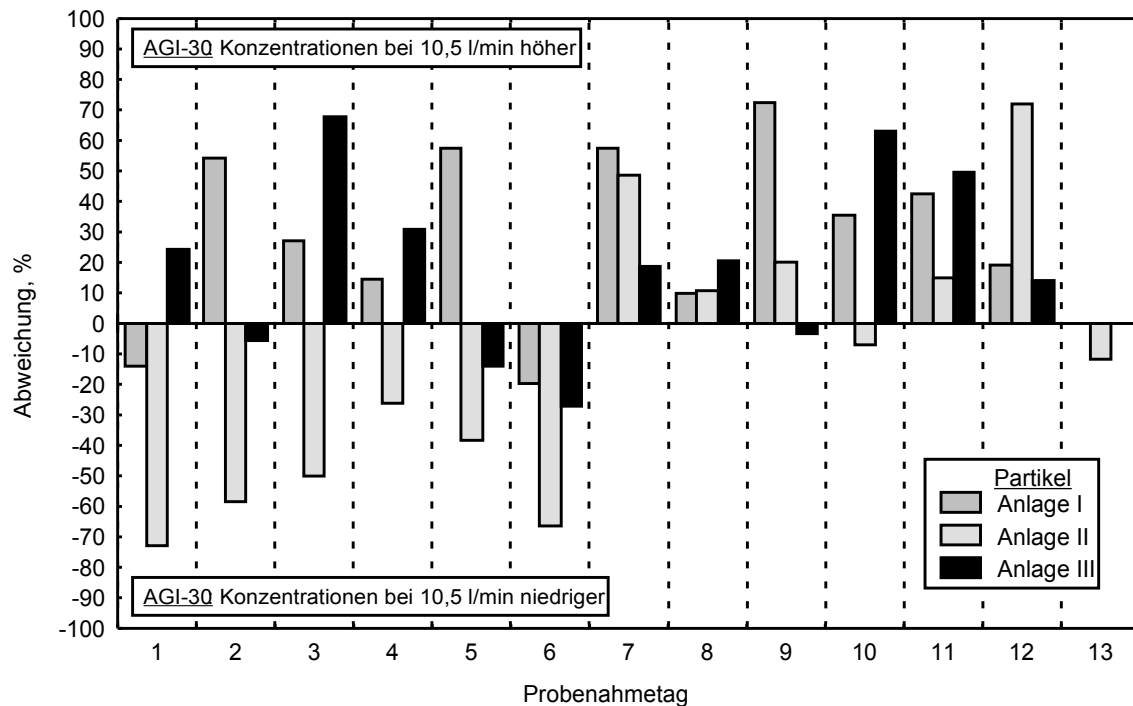
**Abb. 24:** Exponentielle Regression der Filtermassenreduktion durch Trocknung bei Glasfaserfiltern (a) und Polycarbonatfiltern (b) über die Zeit. Angegeben ist zusätzlich das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  für die Güte der Kurvenanpassung.



**Tabelle 7.** Extrapolierte Trocknungszeiten von Filtern nach *Aq. dest.*- und Isopropanol- (99%-ig) Benetzung.

Filtertyp und Flüssigkeitsbenetzung	Glasfaser		Polycarbonat	
	<i>Aq. dest.</i>	Isopropanol	<i>Aq. dest.</i>	Isopropanol
Trocknungsdauer (min)	421	23	7	3

<i>Anlage II: Höhere Keim- ausbeuten bei 10,5 l min<sup>-1</sup></i>	Die partikuläre Ausbeute bei 10,5 l min <sup>-1</sup> war in Anlage II insgesamt niedriger als beim Referenzimpinger, der mit 12,5 l min <sup>-1</sup> betrieben wurde. Als Folge wurden nur 6.312.910 n m <sup>-3</sup> gegenüber 6.855.399 n m <sup>-3</sup> detektiert (p>0.05), wobei jedoch Gesamtkeime mit 12.756.494 KBE m <sup>-3</sup> vs. 7.915.480 KBE m <sup>-3</sup> (p<0.05) und Endotoxine mit 148,3 EU m <sup>-3</sup> vs. 118,7 EU m <sup>-3</sup> (p>0.05) doch deutlich im Trend höher lagen, wenn diese Luftfaktoren bei der niedrigeren Sammelflußrate im Impinger kumuliert wurden.
<i>Anlage III: Höhere Endo- toxinausbeuten bei 10,5 l min<sup>-1</sup></i>	Auch in Anlage III wurden wiederum für Partikel, Gesamtkeime und Endotoxine vergleichsweise höhere Konzentrationen während des Betriebes des AGI-30 mit einer Flußrate von 10,5 l min <sup>-1</sup> gefunden. Dies spiegelte sich in Gehalten pro m <sup>3</sup> Luft von 4.501.056 n vs. 2.708.699 n (p<0.05), 302.782 KBE vs. 139.074 KBE (p<0.01) und 26,9 EU vs. 7,9 EU (p<0.01) wieder.
<i>AGI-30- Ausbeuten nach Besuchstagen</i>	Neben dieser zusammenfassenden Übersicht der Unterschiede im partikulären Sammelvermögen der Impinger geben die <b>Abbildungen 25 bis 27</b> ein detailliertes Bild über die beobachteten relativen Abweichungen der von der Flußrate der AGI-30 abhängigen Konzentrationen von Partikeln, Gesamtkeimen und Endotoxinen wieder. Hierzu wurden die prozentualen Unterschiede getrennt nach den Probenahmetagen graphisch dargestellt.
<i>Tendentiell größere Kumu- lationen bei 10,5 l min<sup>-1</sup></i>	Für die Anlagen I und III ergaben sich durchweg höhere Kumulationen luftgetragener Partikel in den mit 10,5 l min <sup>-1</sup> betriebenen Impinger. In Anlage I waren die Mehranreicherungen von etwa 10 bis 72% während 10 der insgesamt 12 Probenahmetage festzustellen. An den übrigen 2 Versuchstagen lag das Konzentrationsniveau gegenüber dem Referenzimpinger um 14 und 20% niedriger. Von 12 Versuchstagen wurden in Anlage III achtmal in dem mit erniedrigter Flußrate betriebenen AGI-30 höhere Partikelgehalte gefunden. Trotz einer maximal 68%-igen Mehranreicherung wurden an den vier übrigen Probenahmetagen auch um etwa 3 bis 27% geringere Ausbeuten erzielt.
<i>Teilweise Kum- ulationsdefizite bei Partikeln in Anlage II</i>	Augenfällig ist das Abweichungsmuster der vergleichenden Partikel ausbeuten in Anlage II. Während der ersten sechs Probenahmetermine waren durchweg bei 12,5 l min <sup>-1</sup> höhere Partikelkonzentrationen festzustellen, die ihren Ausgang von relativen Zunahmen zwischen 26 und 73% nahm. Auch zwei weitere Besuchstermine während der verbleibenden 7 Besuchstage waren von vergleichsweise geringeren bestimmbar Partikelluftgehalten im Impinger mit 10,5 l min <sup>-1</sup> begleitet (-7% und -12%). Mit dieser Impingereinstellung konnten an nur insgesamt 5 Probenahmetagen höhere Partikel ausbeuten von 11 bis 72% erreicht werden, was allerdings nicht ausreichte, um über alle 13 Probenahmetage eine insgesamt höhere Ausbeute zu erreichen (s.o.).



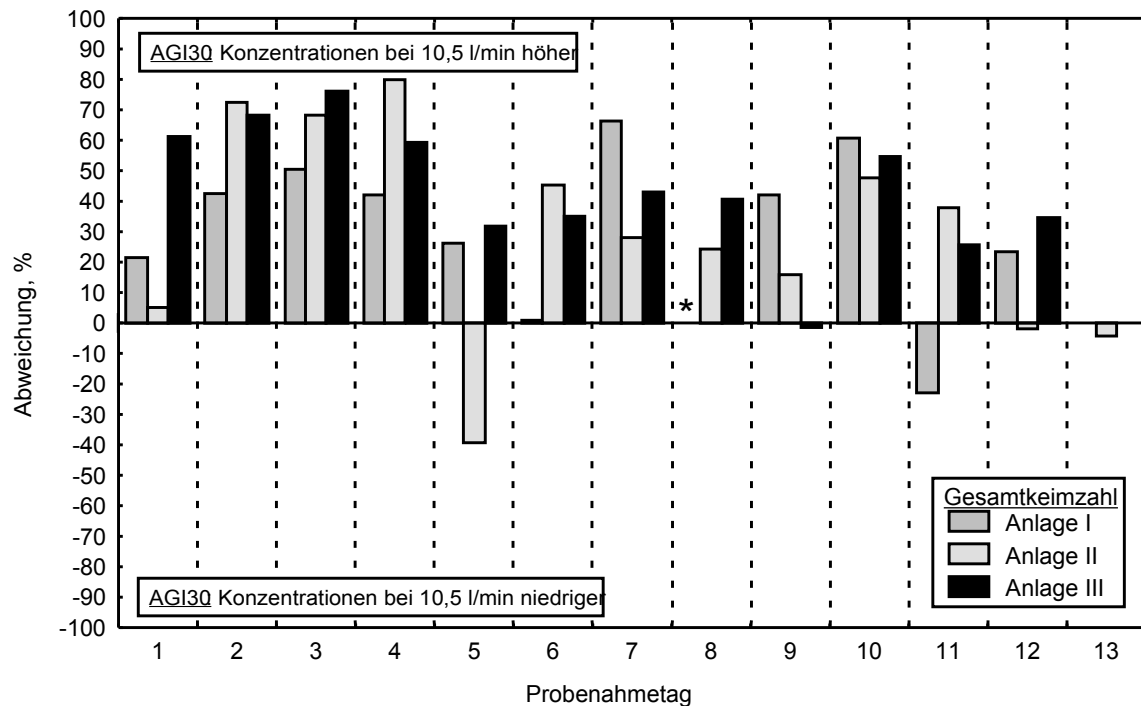
**Abb. 25:** Relative Abweichung der Partikelkonzentrationen zwischen AGI-30 mit Flußraten von  $10,5 \text{ l min}^{-1}$  und  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  für die Anlagen I bis III. Bei 0% sind die Luftgehalte zwischen den beiden Betriebsarten identisch.

*In allen Anlagen  
höhere Keimaus-  
beuten bei  
niedriger Fluß-  
rate*

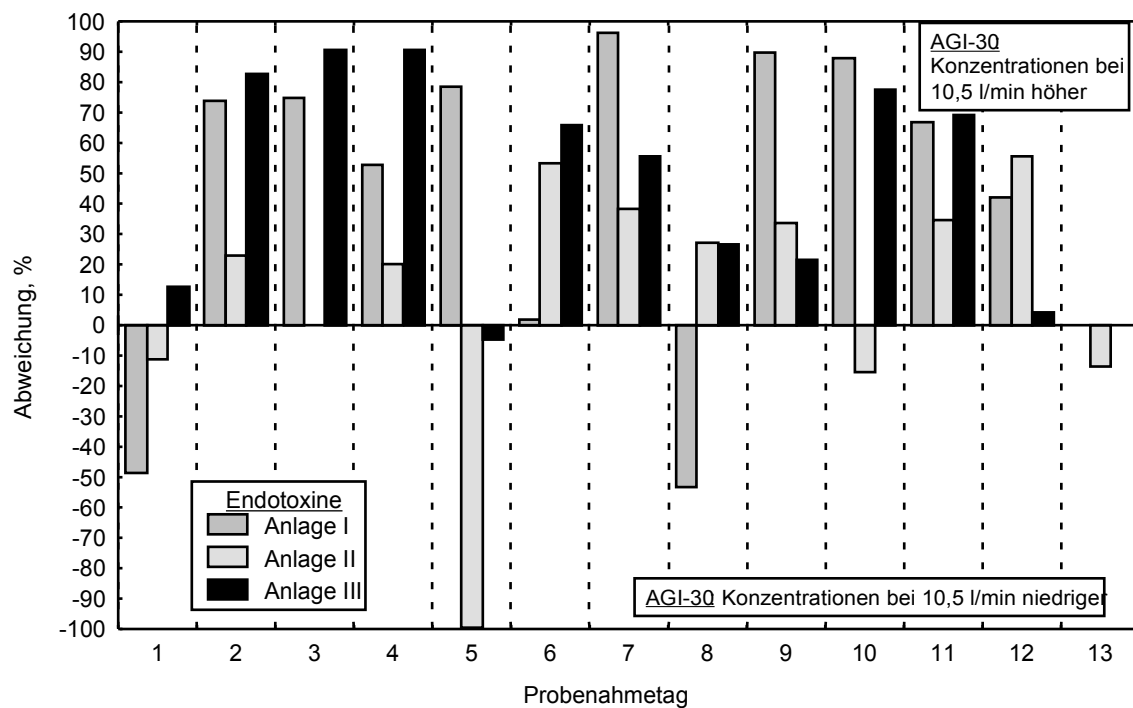
Sehr viel einheitlicher gestaltet sich das Wertemuster der prozentualen Abweichungen bei den luftgetragenen Gesamtkeimen. Im Allgemeinen konnten in allen drei Anlagen höhere Ausbeuten mit dem  $10,5 \text{ l min}^{-1}$  betriebenen AGI-30 festgestellt werden, so daß die Abweichungen 1 bis 66% (Anlage I), 5 bis 80% (Anlage II) und 26 bis 76% (Anlage III) betrugen. Nur während 2 und 3 Probenahmetagen in Anlage I und II, sowie an einem Besuchstag in Anlage III konnte der AGI-30 mit  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  höhere Ausbeuten verursachen. Die Spannweite dieser Mehrausbeuten liegen im wesentlichen zwischen moderaten 1 und 39%, obwohl einmalig in Anlage I sogar eine relativ höhere Luftkeimkonzentration von 952% bestimmbar war.

*Anreicherung  
von Endotoxinen  
ausgeprägter bei  
 $10,5 \text{ l min}^{-1}$*

Auch bei den Konzentrationsvergleichen der aerogenen Endotoxine wurden an den meisten Probenahmetagen der Anlagen I bis III höhere Gehalte bei der geringeren Sammelflußrate des Impingers registriert. Bemerkenswert ist, daß die prozentualen Mehrausbeuten gegenüber den Gesamtkeimen relativ höher ausgefallen sind. So werden in Anlage I Abweichungen zwischen 2 und 96%, in Anlage II zwischen 20 und 55% und in Anlage III von 4 bis 91% gefunden. Dem stehen die höheren Konzentrationsbestimmungen des mit  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  betriebenen Impingers gegenüber. Danach waren für diesen Impinger in Anlage I relative Zunahmen von 49 und 53%, in Anlage II von 11 bis 99% und in Anlage III von einmalig 5% zu beobachten gewesen.



**Abb. 26:** Relative Abweichung der Gesamtkeimkonzentrationen zwischen AGI-30 mit Flußraten von  $10,5 \text{ l min}^{-1}$  und  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  für die Anlagen I bis III. Bei 0% sind die Luftgehalte zwischen den beiden Betriebsarten identisch (\* -952%).



**Abb. 27:** Relative Abweichung der Endotoxinkonzentrationen zwischen AGI-30 mit Flußraten von  $10,5 \text{ l min}^{-1}$  und  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  für die Anlagen I bis III. Bei 0% sind die Luftgehalte zwischen den beiden Betriebsarten identisch.

## 4.2 Abscheideverhalten der Biopartikel in den Anlagen

*Abscheideverhalten als Wirkungsgrad*

Charakterisiert wird das Rückhaltevermögen für Biopartikel in den untersuchten biologischen Abluftreinigungsanlagen. Diese Momentaufnahme wird für die einzelnen Parameter als roh- und reingasseitige Konzentration dargestellt und mündet in die über die Probenahmetage berechneten Wirkungsgrade für die Biopartikel.

### 4.2.1 Rückhaltevermögen der Anlage I

*Wirkungsgrad bis 83% für Partikel*

Der Wirkungsgrad für das Rückhaltevermögen von Partikeln schwankte zwischen 42,7 und 82,5%. Für Gesamtkeime konnten Rückhalteeffizienzen von -16,6 bis 95,1% festgestellt werden. Deutlich geringere Minderungen im Reingas ergaben sich bei den mesophilen und thermotoleranten Pilzen, wobei es hier gar zu Erhöhungen von 4,0 bis 756,6% kam. Der Wirkungsgrad für Endotoxine lag meist zwischen 49,3 und 97,7%. Bei einer Probenahme wurden allerdings keine Reduktionen erreicht (0,1%, **Tab. 8**).

*Statistik auf Konzentrationsbasis*

Werden alle 12 Beprobungen zusammengefaßt, so ergeben sich auf Konzentrationsbasis mittlere Rückhalteeffizienzen für Partikel, Gesamtkeime, mesophile Pilze, thermotolerante Pilze und Endotoxine von 67% ( $p < 0.001$ ), 75% ( $p < 0.001$ ), 2% ( $p > 0.05$ ), 35% ( $p > 0.05$ ) bzw. 85% ( $p < 0.001$ ).

*...auf Emissionsbasis*

Bezogen auf die Emissionsraten liegt der Gesamtwirkungsgrad über alle Versuche für Partikel, Gesamtkeime, mesophile Pilze, thermotolerante Pilze und Endotoxine bei 64% ( $p < 0.001$ ), 74% ( $p < 0.001$ ), -64% ( $p > 0.05$ ), 18% ( $p > 0.05$ ) bzw. 79% ( $p < 0.001$ ). Die Abweichungen zwischen den konzentrations- und emissionsbezogenen Wirkungsgrade ist hauptsächlich durch die Nichtverfügbarkeit der notwendigen Lufraten für die Probenahmetage 10 bis 12 bedingt.

*Partikelverlauf über die Probenahmetage in Anlage I*

Die **Abbildungen 28 bis 30** zeigen vergleichend die Konzentrations- und Emissionsverläufe der Bioaerosolanteile Partikel, Gesamtkeime und Endotoxine im Rohgas und Reingas der Anlage I. Über den gesamten Versuchszeitraum schwankten die Konzentrationen für Partikel im Stall zwischen 1.916.592 ( $\log 6,3$ ) und 10.586.212  $\text{n m}^{-3}$  ( $\log 7,0$ ). Diese korrespondierten hinter dem Rieselbettreaktor mit minimalen und maximalen Luftgehalten von 486.780 ( $\log 5,7$ ) und 3.310.121  $\text{n m}^{-3}$  ( $\log 6,5$ ). Werden die Volumenströme mit berücksichtigt, wurden emissionsseitig im Stall durchschnittlich bis zu 2.655.249.408 Partikel  $\text{pro m}^3$  und GVE ( $\log 9,4$ ) freigesetzt, die im Reingas einen Probenahmetag später auf mindestens 762.040.576  $\text{n m}^{-3}$  GVE $^{-1}$  ( $\log 8,9$ ) reduziert wurden.

**Tabelle 8.** Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) des Rieselbettektors in Anlage I für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.

Probe- nahmetag	Partikel	Gesamtkeime	Mesophile Pilze	Thermotolerante Pilze	Endotoxine
1	66,5	62,2	<b>-4,0</b>	n.k.	63,1
2	82,5	78,4	10,9	n.k.	74,9
3	68,7	67,2	n.k.	n.k.	83,3
4	70,9	81,5	38,0	n.k.	80,2
5	77,8	95,1	8,8	35,1	94,6
6	61,2	80,8	6,3	n.k.	49,3
7	72,3	80,0	53,1	8,9	97,7
8	60,2	72,7	19,3	8,9	77,4
9	42,7	<b>-16,6</b>	<b>-756,6</b>	<b>-48,1</b>	0,1
10	58,9	75,6	<b>-14,4</b>	52,9	91,7
11	70,9	73,4	n.k.	n.k.	60,9
12	51,0	72,0	77,3	n.k.	66,3

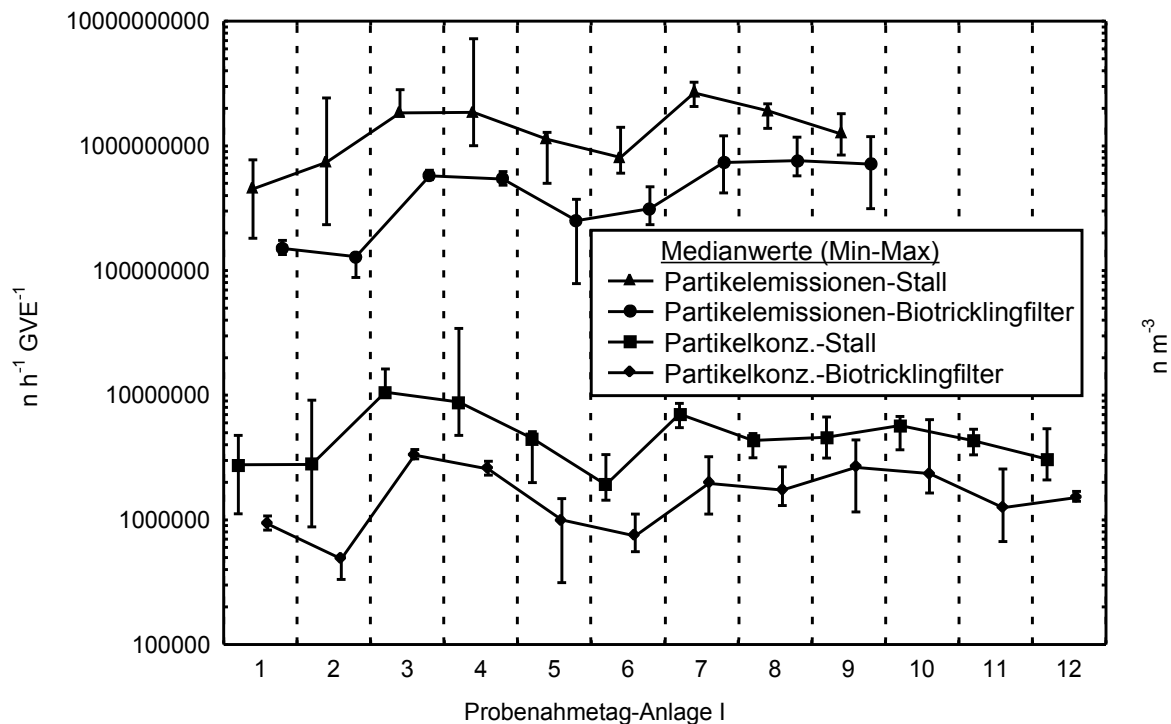
n.k.: nicht kalkulierbar

*Keimzahlverlauf  
über die Probe-  
nahmetage in  
Anlage I*

Gemessen an der Gesamtkeimzahl konnte die niedrigste Konzentration im Stall mit 142.727 KBE m<sup>-3</sup> (log 5,2) bestimmt werden. Der höchste mittlere Gehalt wurde am 4. Probenahmetag mit 1.060.375 KBE m<sup>-3</sup> (log 6,0) festgestellt. Das Reingas wies demgegenüber eine Schwankungsbreite zwischen 27.271 (log 4,4) und 596.511 KBE m<sup>-3</sup> (log 5,8) auf. Lagen die Konzentrationen zwischen dem 1. und 12. Probenahmetag noch recht eng beieinander, so ist bei Berücksichtigung der Emissionsströme tendenziell eine Erhöhung der freigesetzten Keimlasten über die Probenahmetage zu verzeichnen gewesen. Beginnend mit einer rohgasseitigen Emission von 23.179.818 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> (log 7,4) am 1. Tag, wurde am 9. Tag eine um Faktor 6 höhere Emissionsfracht aus dem Stall angetroffen, die reingasseitig soweit mikrobiell angereichert wurde, so daß 161.365.840 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> (log 8,2) letztlich freigesetzt wurden.

*Endotoxin-  
verlauf über die  
Probenahmetage  
in Anlage I*

Die Konzentrations- und Emissionskurven der Endotoxine zeichnen sich auf der Roh- und Reingasseite durch ein sehr ähnliches Verlaufsmuster aus, daß auch bereits bei den Partikeln und der Gesamtkeimzahl prinzipiell zu erkennen war. So variieren die Konzentrationsdifferenzen zwischen Stall und Rieselbettektor-Reingas von etwa 0,1 EU m<sup>-3</sup> am 9. Probenahmetag bis 376,2 EU m<sup>-3</sup> am 2. Tag. Diese Minimal- und Maximaldifferenz setzt sich in gleicher Weise auch bei den Emissionsströmen fort, die an den selben Probenahmetagen einen Unterschied zwischen unbehandelter und behandelter Stallabluft von etwa 15 bis 99.737 EU h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> aufwiesen.



**Abb. 28:** Konzentrations(konz.)- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Partikel im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbettreaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.

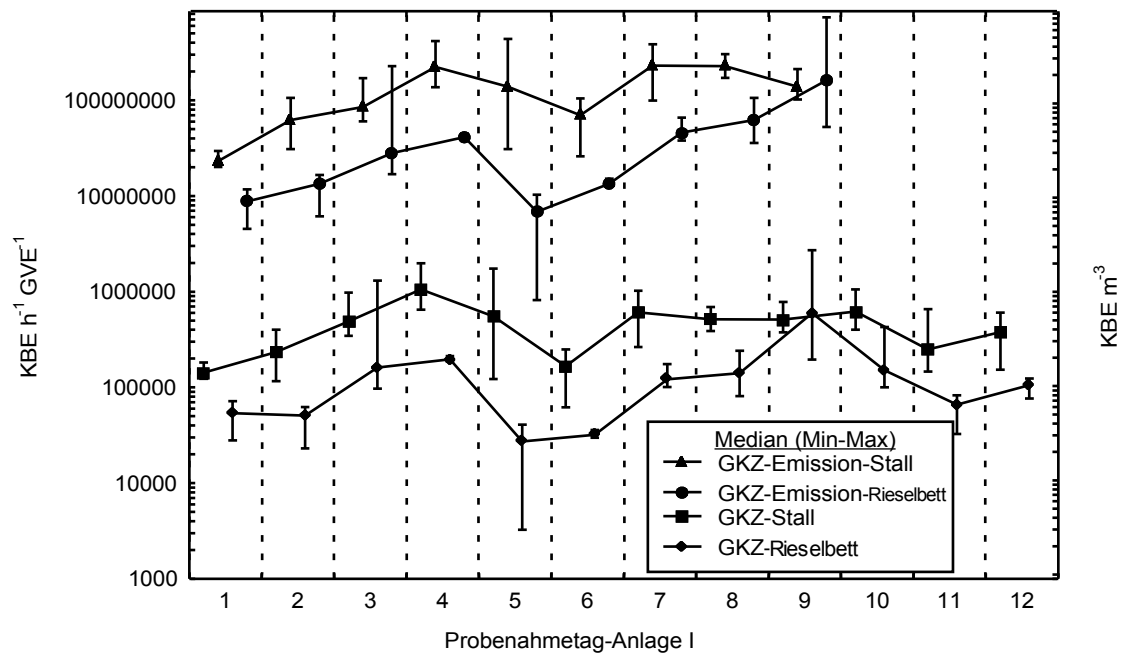
*Mesophile Pilz -  
Verlauf über die  
Probenahmetage  
in Anlage I*

Nur geringe Reduktionen mesophiler Pilze waren im Reingas zu beobachten, wobei auch Anreicherungen im Reingas mehrfach festzustellen waren (**Abb. 31**). So lassen sich fallende Konzentrationsgradienten von bis zu  $16.974 \text{ KBE m}^{-3}$  zwischen der in den Rieselbettreaktor einströmenden und ausströmenden Abluft feststellen (Rohgas:  $31.965 \text{ KBE m}^{-3}$ , log 4,5; Reingas:  $14.991 \text{ KBE m}^{-3}$ , log 4,2). Der Emissionsgradient für diesen Fall betrug  $6.382.118 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$ . Diese am 7. Probenahmetag gemachte Beobachtung festgestellter Spitzenkonzentrationen und -emissionen kehrt sich sodann am 9. Probenahmetag um. Hier ist nun eine Anreicherung im Reingas bestimmt worden. Mit einer im Vergleich zum Rohgas feststellbaren Zunahme um  $8.489 \text{ KBE m}^{-3}$  und  $2.296.339 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  im Reingas, waren nun keine Reduktionseffekte durch die biologische Abluftreinigung zu beobachten gewesen.

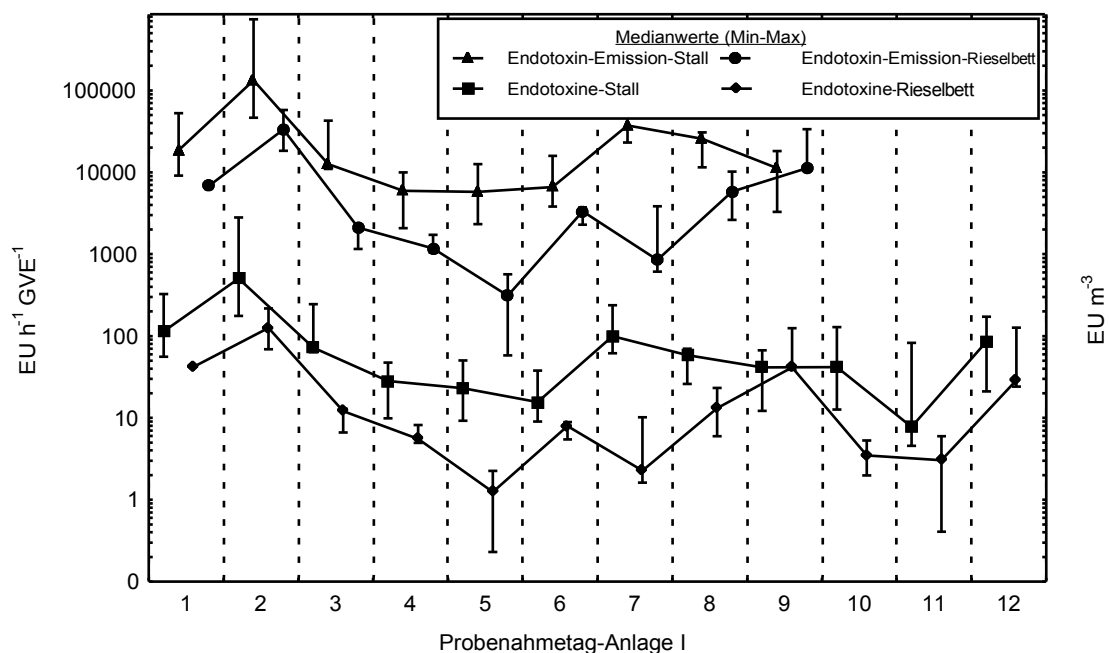
*Thermotolerante  
Pilz - Verlauf  
über die Probe-  
nahmetage in  
Anlage I*

Bei den thermotoleranten Pilzen zeigt sich aufgrund einiger, nicht nachweisbarer vermehrungsfähiger Pilze ein lückenhaftes Bild für die Konzentrations- und Emissionssituation auf Roh- und Reingasseite (**Abb. 32**). Dies betrifft auch die dargestellten Minimum- und Maximumwerte, warum teilweise nur Medianwerte aber keine Spannweiten angezeigt werden konnten. Stallseitig waren an 10 von 12 Probenahmetagen Luftgehalte zwischen  $351$  (log 2,5) und  $960 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 3,0) kulturell nachweisbar. In ähnlicher Größenordnung konnten auf der Reingasseite pro  $\text{m}^3$  Luft  $189$  (log 2,3) bis  $875 \text{ KBE}$  (log 2,9) festgestellt werden. Allerdings gelangen hier Nachweise nur an 6 der insgesamt 12 Probenahmetagen.

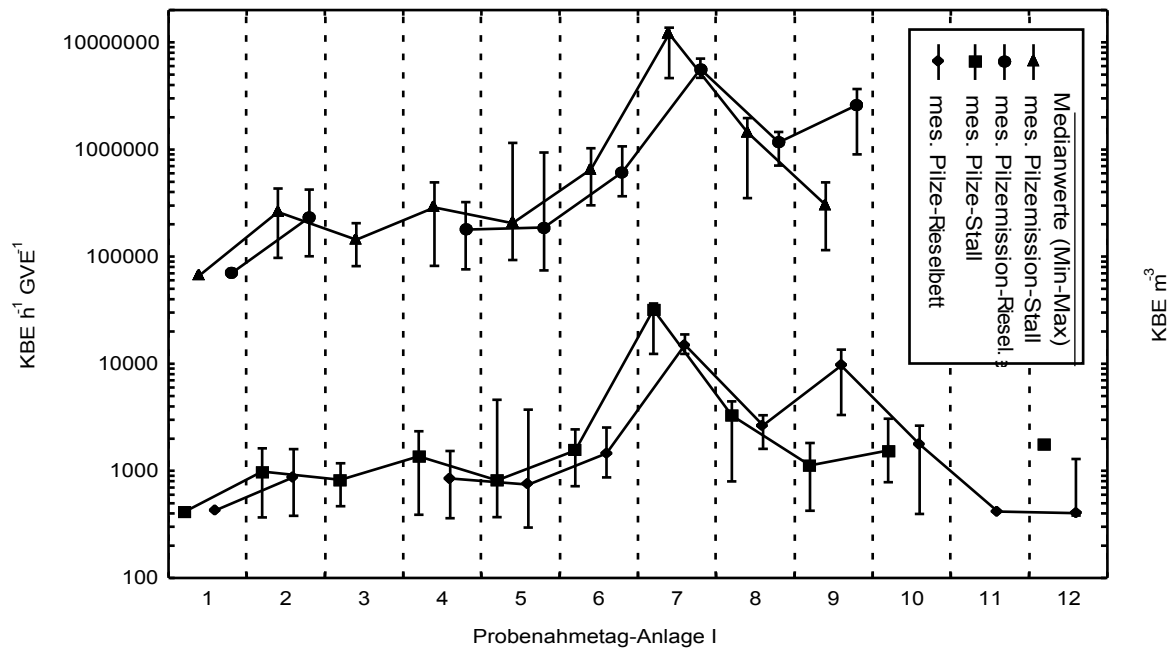




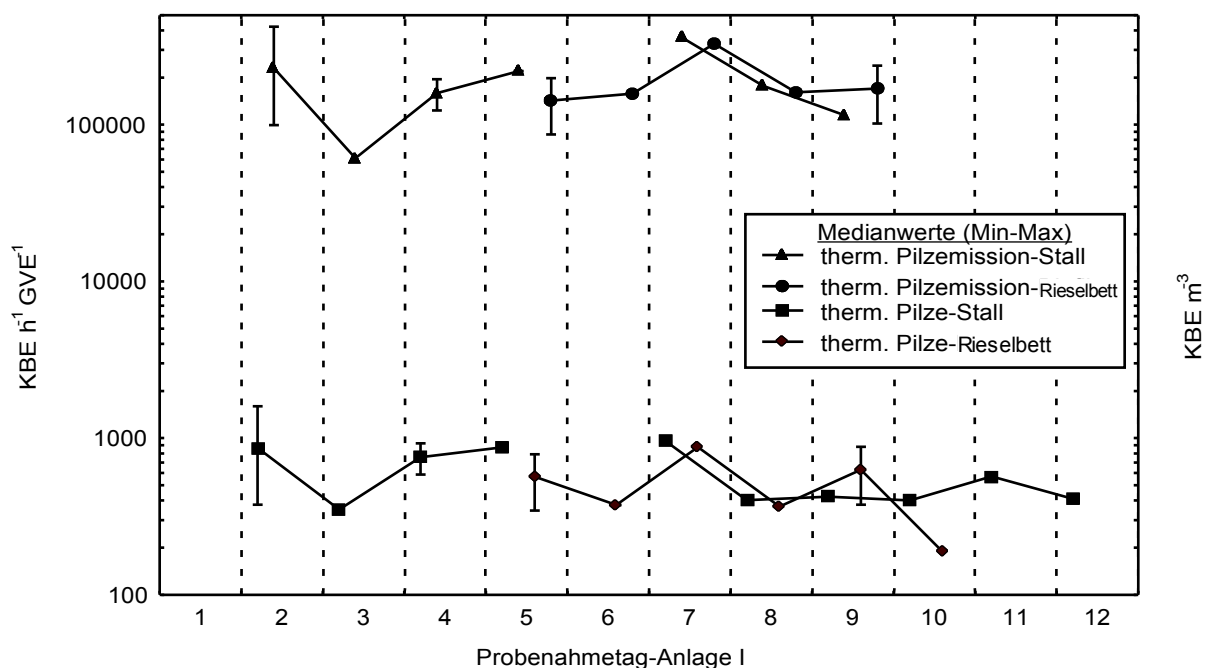
**Abb. 29:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Gesamtkeime (GKZ) im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbettreaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetag entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.



**Abb. 30:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Endotoxine im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbettreaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.

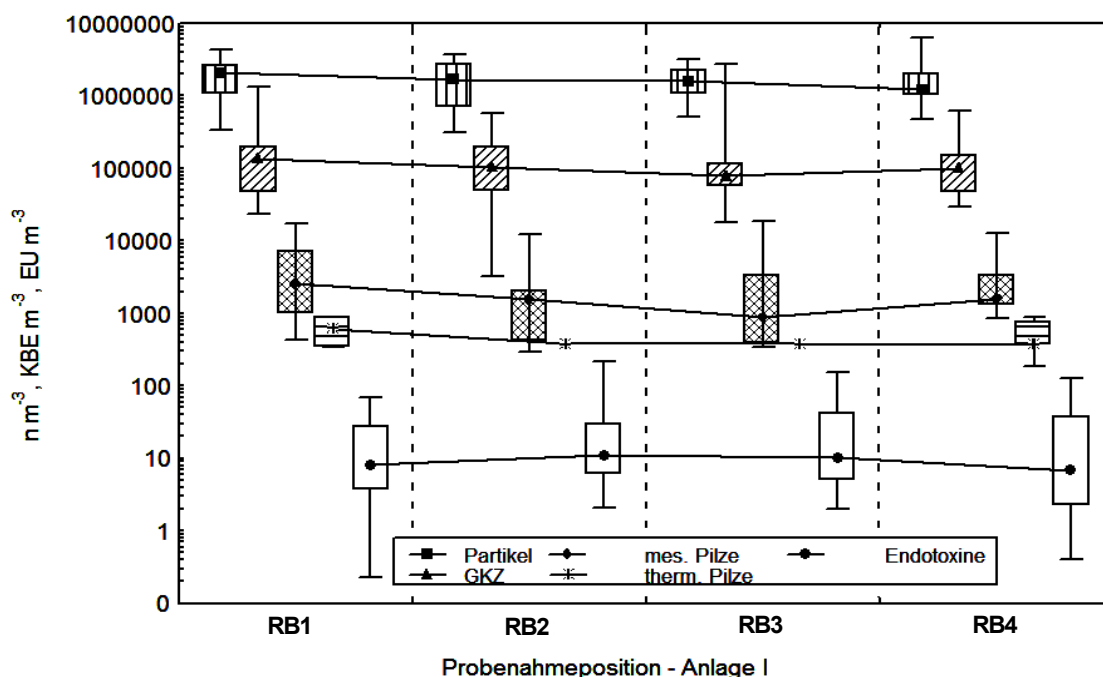


**Abb. 31:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen mesophilen (mes.) Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbettreaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.



**Abb. 32:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen thermotoleranten (therm.) Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbettreaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.

<i>Befundvergleich zwischen den Meßpositionen der Anlage I</i>	Die jeweils auf der Roh- und Reingasseite an vier verschiedenen Positionen durchgeführte Beprobung pro Probenahmetag erlaubt über den gesamten Untersuchungszeitraum Aussagen über die Konzentrationshöhe der Bioaerosole an den jeweiligen Probenahmepositionen. Der Vergleich auf Emissionsbasis kann nicht erfolgen, da keine auf die beprobte Reaktorbettfläche bezogene und entsprechend anteilige Volumenstrombestimmung stattgefunden hat.
<i>Grund für den Befundvergleich</i>	Besonders für Flächenfilter wie die der Anlage I und II ist der Konzentrationsvergleich über dem Reaktor bzw. Biofilter ein wichtiger Aspekt für deren Funktionalität, um so z.B. Anhaltspunkte für eventuelle Filterdurchbrüche oder ungleichmäßige Konzentrationsverteilungen zu gewinnen.
<i>Bioaerosole: Keine signifikanten Unterschiede auf dem Reaktorbett</i>	Beim hiesigen Rieselbettreaktor konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Probenahmepositionen auf der Reaktoroberfläche festgestellt werden, obwohl wie <b>Abbildung 33</b> zeigt, faktorielle Differenzen von 1,6 (therm. Pilze, Endotoxine), 1,7 (Partikel, Gesamtkeime) und 2,9 (mes. Pilze) vorherrschten. Die höchsten Konzentrationen für Partikel ( $2.074.124 \text{ n m}^{-3}$ ), Gesamtkeime ( $134.961 \text{ KBE m}^{-3}$ ), mesophile Pilze ( $2518 \text{ KBE m}^{-3}$ ), thermophile Pilze ( $612 \text{ KBE m}^{-3}$ ) und Endotoxine ( $10,9 \text{ EU m}^{-3}$ ) konnten in Probenahmetonne BF1, BF1, BF1, BF1 bzw. BF2 gefunden werden. Wird ebenfalls zwischen den Abteilen des Stalles verglichen so konnte auf Basis des Median-Tests nur für Partikel und Endotoxine ein schwach signifikanter ( $p < 0.05$ ) Konzentrationsunterschied ermittelt werden. Ausgehend von den besagten Luftfaktoren waren zusammengefaßt über alle 12 Beprobungstage in den vier Stallabteilen Höchstwerte von $5.219.379 \text{ n m}^{-3}$ , $631.291 \text{ KBE m}^{-3}$ , $1.820 \text{ KBE m}^{-3}$ , $926 \text{ KBE m}^{-3}$ bzw. $74,7 \text{ EU m}^{-3}$ im Stall zu bestimmen.
<i>Temperatur und Feuchte: Keine signifikanten Unterschiede auf dem Reaktorbett</i>	Für die physikalischen Faktoren Temperatur und relative Luftfeuchte wurde zwischen den Probenahmetonnen ähnliche Verhältnisse gefunden, so daß auch keine statistisch zu sichernde Signifikanzen auftraten. Über dem Reaktorbett schwankten die Temperaturen im Mittel zwischen $19,2$ und $20,1^\circ\text{C}$ . Die relative Luftfeuchtigkeit nahm Werte von $95,9$ bis $98,9\%$ an. Im Stall war ein signifikanter Temperaturunterschied ( $20,8 - 22,9^\circ\text{C}$ , $p < 0.01$ ) festzustellen, nicht aber für die Luftfeuchte zwischen den dortigen Probenahmepositionen ( $70,6 - 75,9\%$ ). Insgesamt war jedoch mit einem Mittelwert von $22,3^\circ\text{C}$ und $73,8\%$ relativer Feuchte im Stall, ein deutlicher Unterschied ( $p < 0.001$ ) zu der mittleren Temperatur ( $19,8^\circ\text{C}$ ) und relativen Feuchte ( $97,1\%$ ) in den Beprobungstonnen festzustellen.



**Abb. 33:** Unterschiede im Konzentrationsaufkommen innerhalb der vier platzierten Probenahmetonnen der Anlage I. RB: Rieselbettreaktor-Position gemäß Appendix A, GKZ: Gesamtkeimzahl, mes.: mesophil, therm.: thermotolerant.

## 4.2.2 Rückhaltevermögen der Anlage II

*Wirkungsgrad  
bis 97% für  
Partikel*

Der mit Wurzelholz bestückte Biofilter des Jungmasthühnerstalles konnte während der 13 Beprobungen eine maximale Rückhalteeffizienz für luftgetragene Partikel von 96,5% vorweisen. Der geringste Wirkungsgrad lag bei 38,6%. Höhere Wirkungsgrade wurden bei den Gesamtkeimen erzielt, die zwischen 70,4 und 99,9% lagen. Sehr variable Rückhalteeffizienzen von 2,6 bis 95,0% kennzeichneten die Verhältnisse bei den mesophilen und thermotoleranten Pilzen, wobei aber auch Anreicherungen von 4,8 bis 223,7% im Reingas gegenüber dem Rohgas festzustellen waren. Eine Aufkonzentrierung im Reingas von 19,2% war einmalig auch bei den Endotoxinen zu beobachten gewesen, die ansonsten aber im Biofilter Reduzierungen zwischen 36,6 und 99,3% erfuhren (**Tab. 9**).

*Statistik auf  
Konzentrations-  
basis*

Wird der konzentrationsbezogene Wirkungsgrad über alle Versuche zusammengefaßt, so ergaben sich für Partikel 90% ( $p < 0.001$ ), Gesamtkeime 96% ( $p < 0.001$ ), mesophile Pilze 36% ( $p < 0.05$ ), thermotolerante Pilze 48% ( $p < 0.05$ ) und Endotoxine 88% ( $p < 0.001$ ) Abscheideleistungen.

*...und auf  
Emissionsbasis*

Deutlicher als in Anlage I waren auf Emissionsbasis z. T. erhebliche Abweichungen in der zusammenfassenden Darstellung der erzielten Wirkungsgrade festzustellen. Dies liegt im wesentlichen an den nur für die Probenahmetage 2 bis 7 verfügbaren Lufraten und damit auch nur für die innerhalb diesen Zeitraumes errechenbaren Emissionsfrachten auf der Roh- und Reingasseite. Danach würden sich Wirkungsgrade von 76% (Partikel;  $p < 0.001$ ), 96% (Gesamtkeime;  $p < 0.001$ ), -96% (mesophile Pilze;  $p > 0.05$ ), -31% (thermotolerante Pilze;  $p < 0.05$ ) und 67% (Endotoxine;  $p < 0.001$ ) ergeben.

**Tabelle 9.** Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) des Biofilters in Anlage II für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.

Probe- nahmetag	Partikel	Gesamtkeime	Mesophile Pilze	Thermotolerante Pilze	Endotoxine
1	80,5	80,4	72,3	<b>-10,2</b>	<b>-19,2</b>
2	91,0	95,7	77,6	69,0	n.k.
3	38,6	92,4	65,0	66,9	52,4
4	68,4	70,4	85,4	78,5	79,6
5	86,8	99,9	16,8	<b>-223,7</b>	n.k.
6	82,7	82,5	2,6	38,6	85,9
7	90,0	92,6	<b>-206,4</b>	<b>-31,9</b>	89,8
8	96,3	98,2	51,8	64,6	99,3
9	96,5	97,3	78,2	55,6	99,3
10	95,5	97,6	92,5	95,0	93,3
11	90,5	93,9	78,4	81,7	94,9
12	86,8	89,9	24,0	<b>-4,8</b>	36,6
13	85,7	79,7	5,3	n.k.	79,9

n.k.: nicht kalkulierbar

*Partikelverlauf  
über die Probe-  
nahmetage in  
Anlage II*

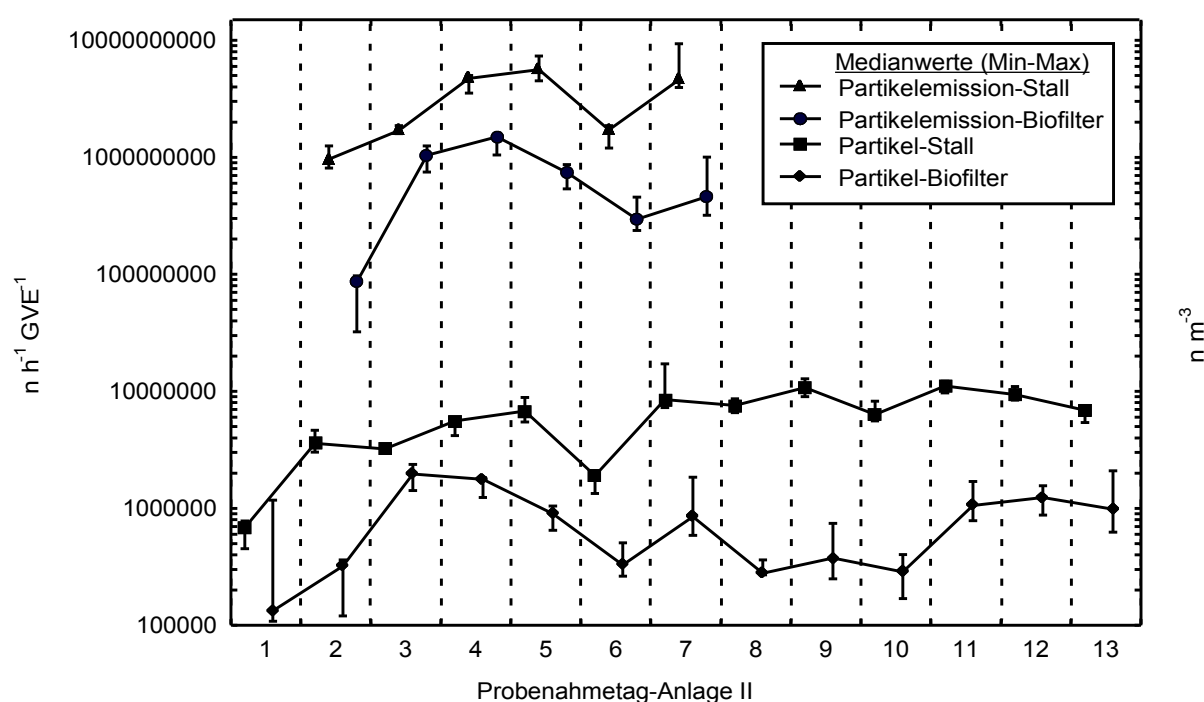
Die zwischen Stall und über dem Biofilter gemessenen Gehalte an luftgetragenen Partikel weisen Bereiche großer und kleiner Differenzen auf. So betrug der Gradient am 1. Probenahmetag lediglich  $548.798 \text{ n m}^{-3}$  (Rohgas:  $682.128 \text{ n m}^{-3}$ , log 5,8; Reingas:  $133.330 \text{ n m}^{-3}$ , log 5,1), wobei am 9. Probenahmetag die Differenz auf  $10.384.714 \text{ n m}^{-3}$  (Rohgas:  $10.760.350 \text{ n m}^{-3}$ , log 7,0; Reingas:  $375.636 \text{ n m}^{-3}$ , log 5,6) anstieg. Der Konzentrationsverlauf der Partikel wird von nur für 6 Versuchstage verfügbaren Emissionsdaten flankiert. Werden die Medianwerte herangezogen, so konnten am 2. Versuchstag parallel im Stall und über dem Biofilter  $962.216.448$  (log 9,0) und  $86.239.200 \text{ n m}^{-3}$  (log 7,9) bestimmt werden. Nach einer absoluten roh- und reingasseitigen Erhöhung der Partikelströme auf  $4.735.553.024$  (log 9,7) und  $1.495.241.856 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 9,2) am 4. Versuchstag fielen die Emissionen am 7. Probenahmetag auf  $4.611.725.312$  (log 9,7) bzw.  $461.943.232 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 8,7) wieder ab (**Abb. 34**).

*...und für  
Gesamtkeime*

Begleitet von ausgeprägten Konzentrations- und Emissionsspitzen der Gesamtkeime, die durch einen stetigen Anstieg vom 1. bis 4. Versuchstag und einem deutlichen Abfall vom 5. bis 6. Probenahmetag gekennzeichnet waren, lassen sich diese Zeitbereiche durch Extremata von  $198.897$  (log 5,3) bis  $68.342.552 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 7,8) im Stall und von  $2.194$  (log 3,3) bis  $20.241.668 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 7,3) im Reingas charakterisieren (**Abb. 35**). Die dazu korrespondierenden Keimströme nahmen einen Umfang von  $373.334.144 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 8,6) bis  $57.800.196.096 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 10,8) im Rohgas und im Reingas zwischen  $1.814.828$  (log 6,3) und  $17.119.238.144 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 10,2) ein.

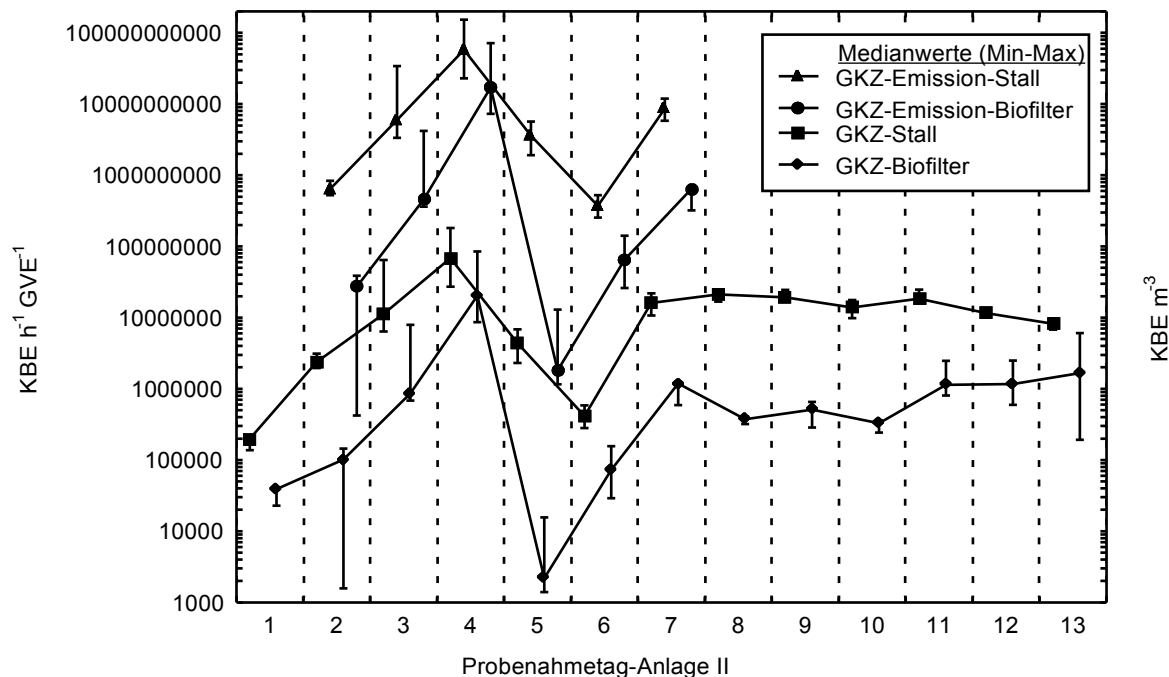
*Zeitlicher Verlauf der Endotoxingehalte in Anlage II*

Endotoxine konnten zu jedem Zeitpunkt der Untersuchungen im Stall bestimmt werden (**Abb 36**). Die Stallluft war dabei im Mittel mit Gehalten von 5,9 bis 371,7 EU m<sup>-3</sup> angereichert. Diese Schwankungsbreite korrespondierte mit Endotoxingehalten in den Probenahmetonnen des Biofilters von durchschnittlich 1,2 bis 74,1 EU m<sup>-3</sup>. Allerdings waren über dem Biofilter während der Probenahmetage 2 und 5 keine Endotoxine nachweisbar. Wegen dieses Umstandes und der auch nur für den 2. Bis 7. Probenahmetag zur Verfügung stehenden Luftraten, läßt sich das Aufkommen der Endotoxinemissionen im Reingas an nur insgesamt vier Werten charakterisieren. Danach waren Freisetzungsmengen von 1.362 (log 3,1) bis 11.014 EU h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> (log 4,0) rechnerisch zu bestimmen, die ihren Ausgang von ursprünglichen Rohgasemissionen zwischen 2.803 (log 3,4) und 112.295 EU h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> (log 5,1) genommen hatten.

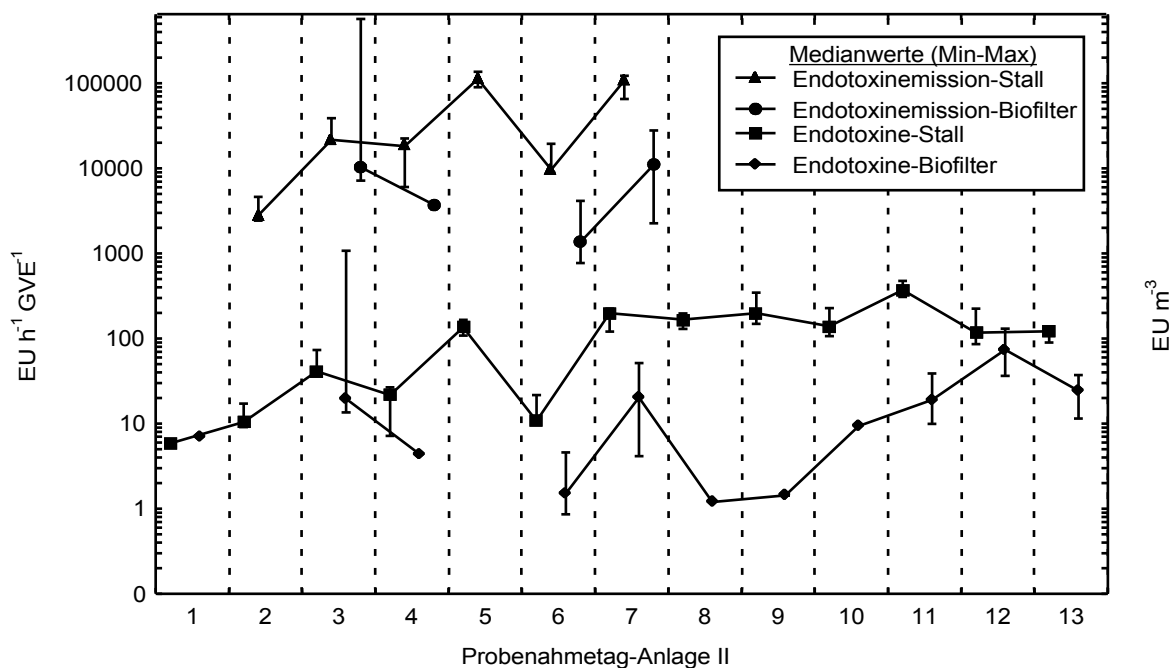


**Abb. 34:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Partikel im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.





**Abb. 35:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Gesamtkeime (GKZ) im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.



**Abb. 36:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Endotoxine im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.

*Zeitliche Dynamik mesophiler Pilzgehalte in Anlage II*

Ähnlich wie bei den Gesamtkeimen gab es bei den mesophilen Pilzen einen von Extremen begleiteten Konzentrations- und Emissionsverlauf. Handelte es sich bei den Gesamtkeimen um einen deutlichen Abfall am 5. und 6. Probenahmetag bei nahezu gleichbleibend hohen Niveau der Luftgehalte und Freisetzungsmengen während der anderen Versuchstage, so ist bei mesophilen Pilzen ein verändertes Verhalten zu beobachten gewesen. Ein am 3. Probenahmetag deutlicher Spitzenwert von  $191.780 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 5,3) im Stall bei einer Freisetzungsrate von  $101.423.544 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 8,0) verursachte reingasseitig noch  $67.154 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 4,8) und  $35.514.432 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 7,6), wobei sich die Konzentrationen vom 5. bis zum 13. Probenahmetag von 2.868 bis  $1.507 \text{ KBE m}^{-3}$  im Rohgas und von 2.387 bis  $1.427 \text{ KBE m}^{-3}$  im Reingas hinzogen. Diese auf geringe Rückhalteeffizienzen hinweisenden, dicht beieinanderliegenden Werte ließen sich zumindestens auch emissionsbezogen für den 5. bis 7. Probenahmetag berechnen. Hier waren allein am 6. Probenahmetag fast identische Werte von  $2.171.064$  und  $2.113.900 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  in Roh- und Reingas aufgetreten (log 6,3), wie dies auch in **Abbildung 37** ausgewiesen ist.

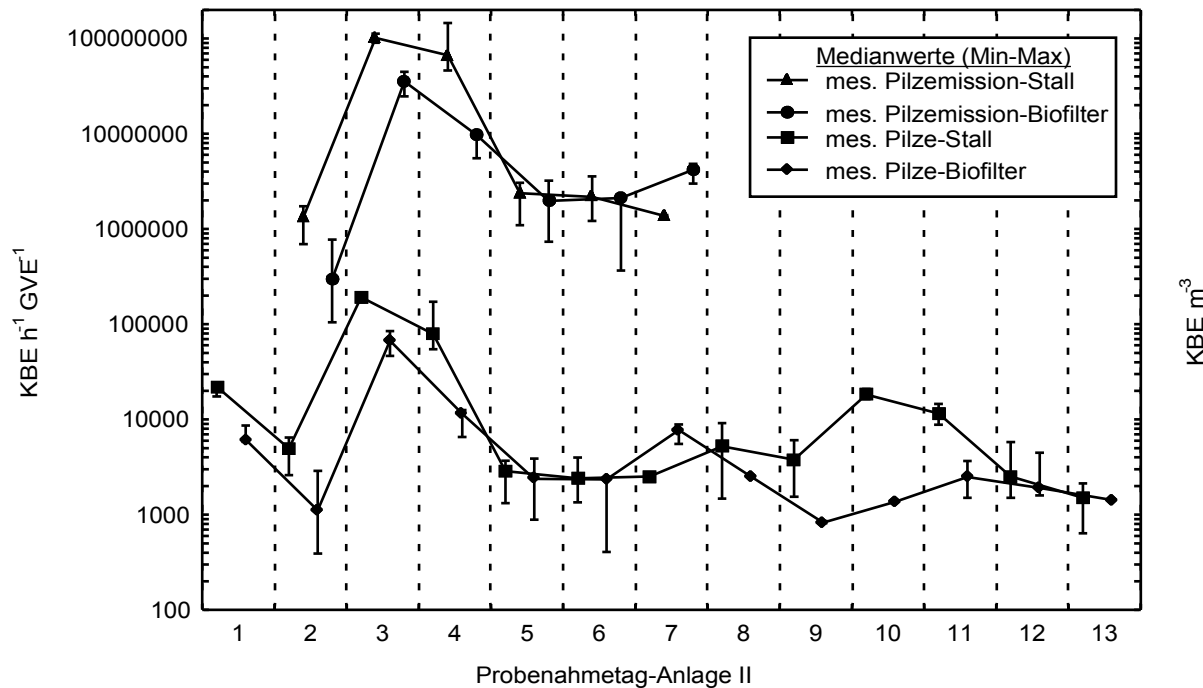
*Zeitliches Konzentrationsmuster thermotoleranter Pilze in Anlage II*

Interessanterweise zeigten die thermotoleranten Pilze ein Kurvenmuster auf wie es bereits bei den mesophilen Pilze auftauchte. Wiederum charakteristisch ist der starke Anstieg der Pilzkonzentrationen und -emissionen vom 2. zum 3. Probenahmetag (**Abb. 38**). Im Stall stieg die Konzentration und Emission von  $2.090 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 3,3) und  $559.814 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 5,7) um etwa Faktor 38 bzw. 76 für den besagten Zeitabschnitt an. Mit einer vergleichbaren relativen Steigerung der Konzentrations- und Emissionswerte wartete das Reingas auf, das ausgehend von  $648 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 2,8) und  $173.732 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 5,2) eine faktorielle Erhöhung von etwa 41 bzw. 81 erfuhr. Gemessen an den Medianen wurde mit dem 5. Probenahmetag wiederum ein bis zum 13. Versuchstag gleichmäßiger Konzentrationsverlauf bis maximal  $12.440 \text{ KBE m}^{-3}$  (10. Tag, log 4,1) im Stall und  $2.202 \text{ KBE m}^{-3}$  (5. Tag, log 3,3) über dem Biofilter erreicht. Dazu gehören Emissionsraten von maximal  $1.016.658 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (6. Tag, log 6,0) im Rohgas und  $1.821.359 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (5. Tag, log 6,3) im Reingas.

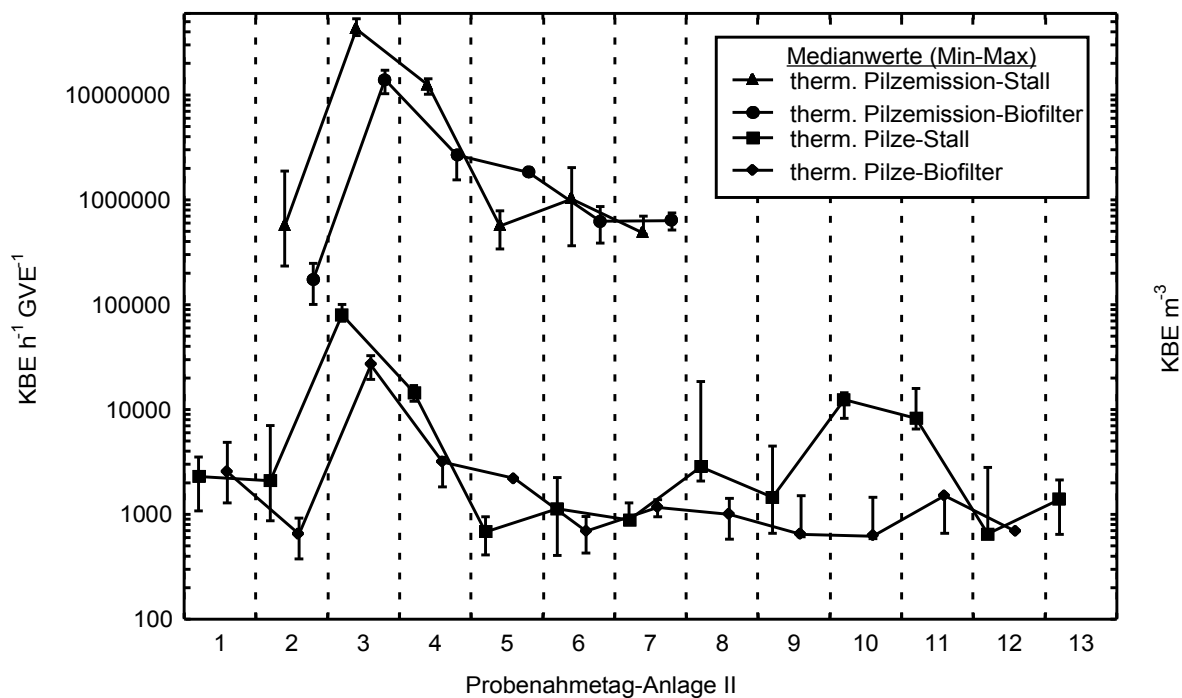
*Befundvergleich zwischen den Meßpositionen der Anlage II*

Der Biofilter des Jungmasthühnerstalles zeigte gemessen an den vier aufgestellten Probenahmetonnen keine räumlich signifikanten Unterschiede der Reingaskonzentrationen. Mit Ausnahme der Endotoxine waren um Faktor 1,5 bis 1,9 die Konzentrationsdifferenzen der Bioaerosole zwischen den Probenahmebehältnissen nahezu gleichmäßig hoch. Während der 13 Beprobungstage waren somit im Mittel bis zu  $925.358$  Partikel pro  $\text{m}^3$  (BF3),  $657.738$  Gesamtkeime (KBE) pro  $\text{m}^3$  (BF3),  $4.466$  mesophile Pilze (KBE) pro  $\text{m}^3$  (BF1) und  $1.508$  thermotolerante Pilze (KBE) pro  $\text{m}^3$  (BF1) festzustellen. Nur die Endotoxine schwankten zwischen den Positionen auf den Biofiltern um Faktor 4,0, was im Einklang zu Absolutgehalten von etwa 9,4 bis  $37,3 \text{ EU m}^{-3}$  steht (**Abb. 39**). Im Stall selbst waren keine signifikanten Unterschiede herausstellbar. Werden auch hier die durchschnittlichen Höchstgehalte für die gesamte Beprobungsdauer von 13 Einzeltagen genannt, so beliefen sich die Konzentrationen im Stall auf  $7.517.222 \text{ n m}^{-3}$  (Partikel),  $13.340.933 \text{ KBE m}^{-3}$  (Gesamtkeime),  $5.801 \text{ KBE m}^{-3}$  (mesophile Pilze),  $4.928 \text{ KBE m}^{-3}$  (thermotolerante Pilze) und  $148,3 \text{ EU m}^{-3}$  (Endotoxine).

*Keine signifikanten räumlich verschiedene Bioaerosolgehalte auf dem Biofilter*



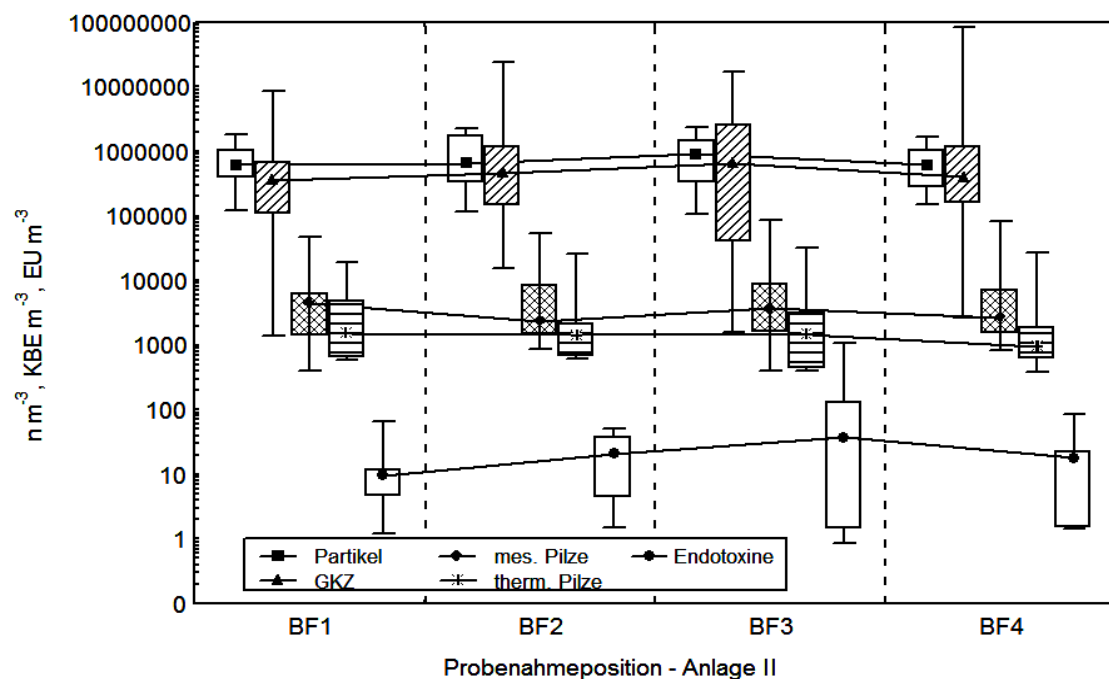
**Abb. 37:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen mesophilen (mes.) Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage gemäß den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.



**Abb. 38:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen thermotoleranten (therm.) Pilze im Stall und über dem Biofilterbett der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.

*Temperatur und Feuchte: Keine signifikanten Unterschiede auf dem Biofilter*

Die Meßwertaufnahme von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit ergab, daß über dem Biofilter in den vier Beprobungstonnen die mittleren Werte von 16,2 bis 17,4°C sowie von 99,3 bis 100,0% schwankten. Dies reichte insgesamt nicht aus, einen statistisch gesicherten Unterschied für Temperatur und relativer Luftfeuchte zu berechnen. Werden alle Werte unabhängig von den Beprobungspositionen auf dem Biofilter als eine Stichprobe aufgefaßt, so liegen die Medianwerte bei 16,9°C und 99,9%. Diese Medianwerte korrespondierten mit einer Temperatur von 20,4°C und einer relativen Luftfeuchtigkeit von 76,2% im Stallinneren, was zu einem signifikanten Unterschied zwischen dem Roh- und Reingasumfeld führte ( $p < 0.001$ ). Trotz der auch im Stall aufgebauten vier Meß- und Probenahmepositionen waren zwischen diesen ebenfalls keine signifikanten Unterschiede bestimmbar.



**Abb. 39:** Unterschiede im Konzentrationsaufkommen der vier platzierten Probenahmetonnen der Anlage II. BF: Biofilter-Position gemäß Appendix B, GKZ: Gesamtkeimzahl, mes.: mesophil, therm.: thermotolerant.

### 4.2.3 Rückhaltevermögen der Anlage III

*Wirkungsgrad bis 88% für Partikel*

Der über 12 Versuche ermittelte mittlere Wirkungsgrad für den Biowäscher betrug für Partikel 75% ( $p < 0.001$ ), Gesamtkeime 90% ( $p < 0.001$ ), mesophile Pilze 1% ( $p > 0.05$ ), thermotolerante Pilz 56% ( $p > 0.05$ ) und für Endotoxine 82% ( $p < 0.05$ ). Bei den Pilzen waren insgesamt häufiger Anreicherungen im Reingas festzustellen, die zwischen 8 und 141% lagen (Tab. 10).

*Emissionsseitige Reduktionen bei Partikel um 80%*

In Anlehnung an die vorangegangenen Darstellungsweisen können auch hier über insgesamt 12 komplette Probenahmetage die emissionsbezogenen Rückhalteeffizienzen zwischen Stall und Biowäscher genannt werden. Danach betrug in Anlage III der Wirkungsgrad für Partikel 80%, Gesamtkeime 88%,

mesophile Pilze 17%, thermotolerante Pilze 62% und für Endotoxine 84% bei den gleichen wie oben genannten Signifikanzen. Die Abweichungen zwischen den konzentrations- und emissionsbezogenen Rückhalteeffizienzen sind durch die unterschiedlich rechnerisch eingesetzten Lufraten der Rohgase bedingt (siehe auch Kap. • 3.8). Die Volumenströme zwischen konventionellen Abluftkamin und Biowäscher schwankten zwischen etwa 6 und 19%.

**Tabelle 10.** Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) des Biowäschers in Anlage III für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.

Probe- nahmetag	Partikel	Gesamtkeime	Mesophile Pilze	Thermotolerante Pilze	Endotoxine
1	43,5	62,2	-8,3	n.k.	40,4
2	83,1	92,7	n.k.	n.k.	95,7
3	14,7	-546,9	-24,0	0,6	-12.170,9
4	83,3	97,5	1,0	64,3	97,8
5	80,1	91,8	-42,7	-141,1	83,8
6	53,5	81,3	-14,8	-40,4	83,3
7	76,7	86,3	66,4	54,5	75,7
8	61,7	88,4	-11,5	-15,1	89,0
9	67,1	74,7	-49,5	1,5	58,4
10	87,6	76,4	-24,1	n.k.	87,8
11	86,3	94,5	n.k.	n.k.	n.k.
12	88,3	95,6	n.k.	n.k.	n.k.

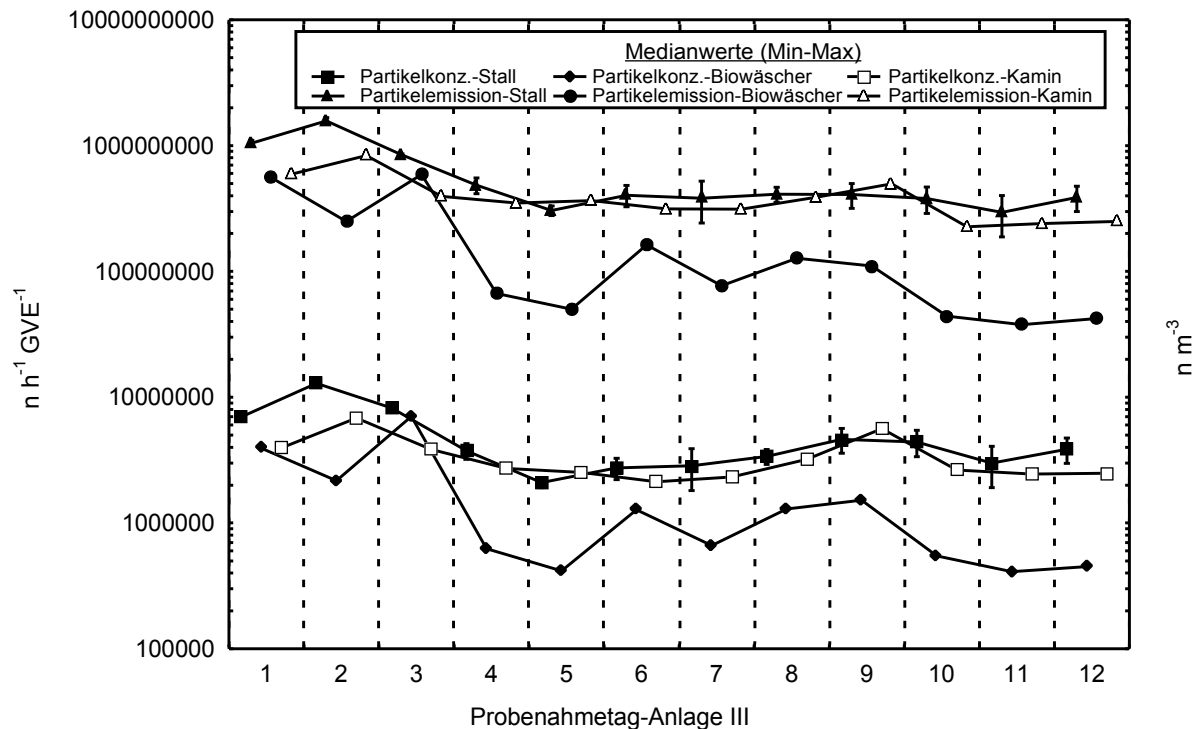
n.k.: nicht kalkulierbar

*Partikelauflö-  
men über die  
Zeit in  
Anlage III*

Die höchsten stallinternen Konzentrationen an Partikel in Anlage III waren zu Beginn der gesamten Meßphase festzustellen. Dies wird deutlich in **Abbildung 40**, in der der angegebene Medianwert identisch mit dem arithmetischen Mittelwert ist, da im Stall Konzentrationsermittlungen an zwei Meßpositionen pro Probenahmetag durchgeführt wurden. Bereits am 2. Probenahmetag wurde ein durchschnittliches Maximum von  $12.879.916 \text{ n m}^{-3}$  (log 7,1) erreicht, das allerdings am 5. Besuchstag auf ein absolutes Minimum von  $2.095.574 \text{ n m}^{-3}$  (log 6,3) abfiel. Danach pendelten sich die Konzentrationen bis zum 12. Probenahmetag auf ein Niveau ein, das um durchschnittlich 41% über dem des 5. Probenahmetages lag. Die analysierten Partikelkonzentrationen in der Reinluft des Biowäschers waren entsprechend den Wirkungsgraden in Tabelle 10 immer deutlich niedriger, was durch die Spannweite von  $409.781 \text{ n m}^{-3}$  (log 5,6) bis  $7.023.948 \text{ n m}^{-3}$  (log 6,8) sichtbar wird. Nur am 3. Probenahmetag fielen der zweithöchste im Stall gemessene Wert von  $8.235.601 \text{ n m}^{-3}$  (log 6,9) mit dem Maximumwert über dem Biowäscher zusammen, so daß eine Reduktion der Partikelgehalte von nur knapp 15% hieraus resultierte (s. Tab. 10). Korrespondierten die minimalen und maximalen Konzentrationen zwischen Stall und Biowäscher nicht zwischen den

*Zeitweise nur  
15% Partikel-  
reduktion in  
Anlage III*

selben Beprobungstagen, konnte dies wohl bei den berechneten Emissionen am 11. Probenahmetag beobachtet werden. Mit rohgasseitigen  $294.803.008 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 8,5) und reingasseitigen  $37.727.700 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 7,6) korrespondierten die niedrigsten Partikelströme direkt miteinander. Selbst wenn die höchsten Partikelfreisetzung mit  $1.572.336.640 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 9,2) im Stall und von  $590.232.576 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 8,8) im Biowäscher nicht am selben Beprobungstag festgestellt wurden, sondern am 2. bzw. 3. Besuchstag, war die zeitliche Nähe der Maximalpartikelströme auffällig.

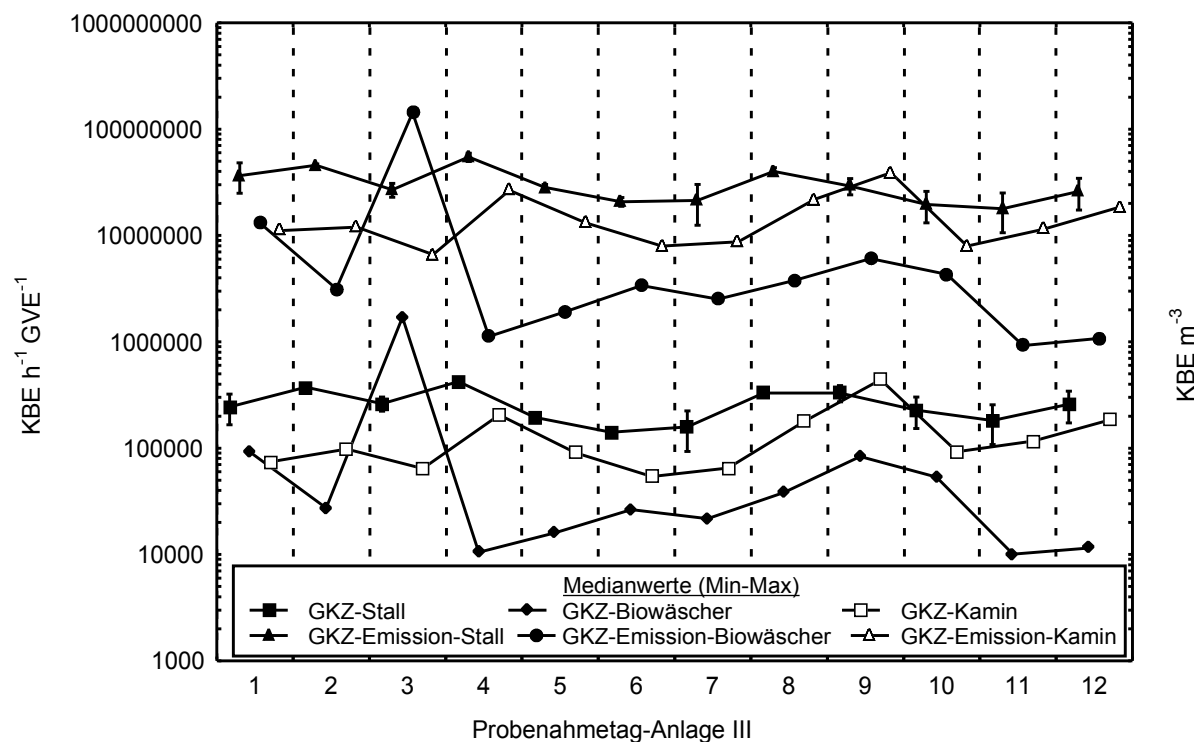


**Abb. 40:** Konzentrations(konz.)- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Partikel im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.

#### *Zeitliche Schwankungen der Gesamt- keime in Anlage III*

Wie bei den Partikeln am 3. Beprobungstag bereits zu erkennen war, so wurde am Biowäscher ebenfalls eine Peakkonzentration von  $1.697.047 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 6,2) an Gesamtkeimen an diesem Tag festgestellt. Mit  $10.051 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 4,0) wurden am 11. Probenahmetag nicht nur der niedrigste mikrobielle Reingasgehalt, sondern auch die geringste Emissionsrate von  $925.411 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 6,0) gefunden. Stallseitig schwankten die mittleren Luftkeimgehalte zwischen  $141.276 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 5,2) und  $421.942 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 5,6). In ähnlich zeitlicher Analogie zu den Partikeldetektionen stiegen die Freisetzungsraten bis zum 4. Probenahmetag auf maximal  $54.599.924 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 7,7) im Stall und auf  $142.605.344 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 8,2) im Reingastrom des Biowäschers, jedoch wiederum um einen Tag versetzt. Wie für Anlage III in **Abbildung 41** zu erkennen ist, betrug der minimalste kalkulierbare Stoffstrom für Gesamtkeime aus dem Stallinneren am 11. Besuchstag  $17.887.422 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 7,3).

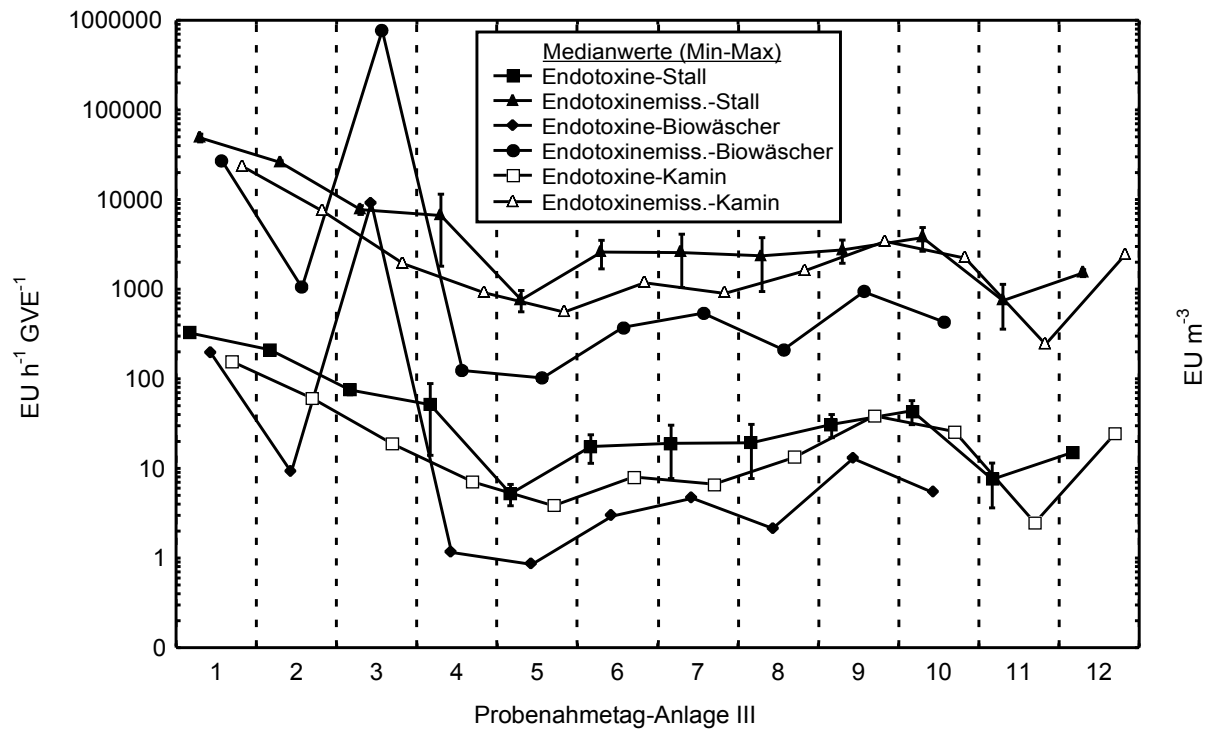




**Abb. 41:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Gesamtkeime (GKZ) im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.

*Verlaufsmuster  
der Endotoxine  
während der  
Besuchstage in  
Anlage III*

Der Konzentrations- und Emissionsdynamik der Gesamtkeime in Abbildung 41 ähnlich, gestalten sich ebenso die entsprechenden Verlaufsmuster der Endotoxine über die 12 Probenahmetage (**Abb. 42**). Auch hier wurden am 3. Beprobungstag Spitzenkonzentrationen und -emissionen im Reingas des Biowäschers gefunden, die mit  $9190,0 \text{ EU m}^{-3}$  ( $\log 4,0$ ) und  $772.237 \text{ EU h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  ( $\log 5,9$ ) angegeben werden können. Mit einem Abfall um den Faktor 7.991 bzw. 6.273 wurden bereits einen Probenahmetag später die zweitniedrigsten Endotoxingehalte und -ströme wahrgenommen. Werden von den zwölf Probenahmetagen die Endotoxinverhältnisse im Stall ins Auge gefaßt, so fanden sich die Konzentrations- und Emissionsschwerpunkte bereits am 1. Besuchstag wieder. In der Stallluft wurden so  $324,8 \text{ EU m}^{-3}$  ( $\log 2,5$ ) bei  $48.673 \text{ EU h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  ( $\log 4,7$ ) festgestellt. Mit einem Abfall um etwa  $319,6 \text{ EU m}^{-3}$  auf der Konzentrations- und  $47.930 \text{ EU h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  auf der Emissionsseite wurden am 5. bzw. 11. Probenahmetag die niedrigsten Werte ermittelt. Gemessen an der Verlaufsform der Graphen in Abbildung 42 kann der 5. Besuchstag dabei als genereller Zeitpunkt einer Trendwende angesehen werden, nachdem vorher stufenweise höhere Endotoxinwerte im Stall ermittelt wurden und danach die Konzentrations- und Emissionsverläufe auf einem ähnlichen, gleich hohen Niveau gehalten wurden.

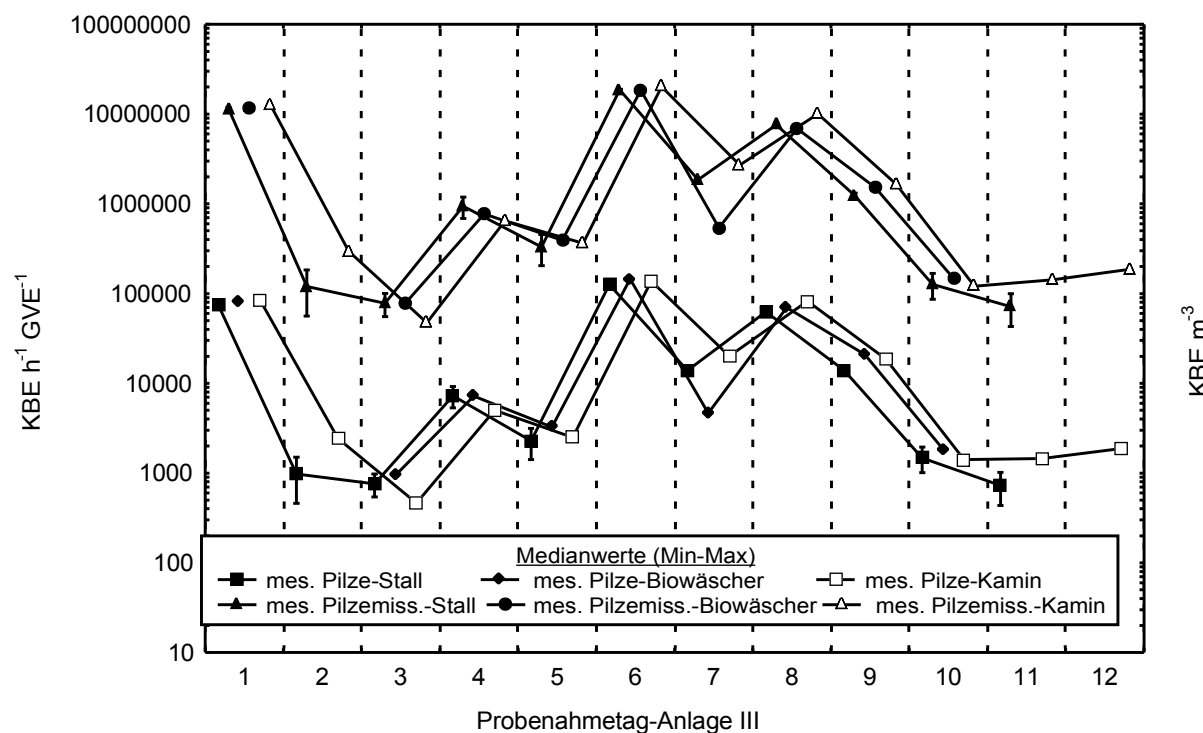


**Abb. 42:** Konzentrations- und Emissions(emiss.)-Verlauf der luftgetragenen Endotoxine im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.

Im Gegensatz zu den vorab besprochenen Partikelkonzentrationen und -emissionen, die, abgesehen von den erwähnten Datenpeaks, relativ niveaugleiche Verläufe aufwiesen, zeichnen sich die Pilzgehalte und -ströme durch ein ausgesprochenes Auf und Ab aus (**Abbildung 43** und **44**). Die Unterschiede zwischen Roh- und Reingas sind gering. Teilweise sind die Pilzgehalte im Reingas höher als in der Stallluft (siehe auch Tabelle 10).

#### *Mesophile Pilze und ihre Frei- setzungsdynamik*

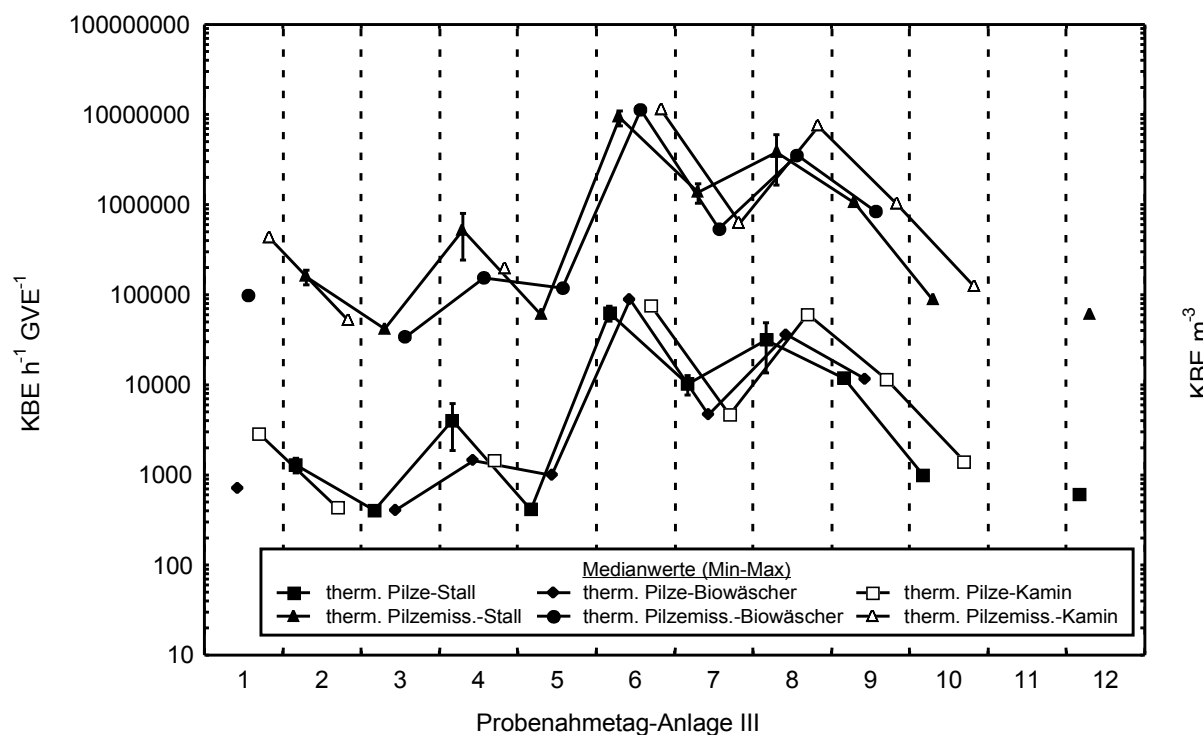
Werden die genannten Auffälligkeiten anhand von Daten konkretisiert, so stellte sich der 6. Beprobungstag als der Zeitpunkt mit den höchsten Konzentrationen und Emissionen auf der Stall- und Biowäscherseite heraus. Im Schweinestall konnten für mesophile Pilze durchschnittlich Werte von  $126.140 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 5,1) und  $18.579.910 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 7,3) bestimmt werden, die in diesen Maxima nahezu ihre identische Fortsetzung auch über dem Biowäscher mit  $144.818 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 5,2) und  $18.485.520 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 7,3) fanden. Für den 3. und 10. Beprobungstag ließen sich zu Beginn und am Ende des Monitoringvorhabens an Anlage III sowohl für Luftgehalte und auch verfügbare Stoffströme Minimalwerte erheben. Für den 3. Probenahmetag bedeutete dies, daß mit  $759 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 2,9) im Stall und  $77.869 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 4,9) die zweitgeringsten Werte ermittelt werden konnten. Diese korrespondierten taggleich mit  $941 \text{ KBE m}^{-3}$  (log 3,0) und  $79.037 \text{ KBE h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (log 4,9) im Reingas des Biowäschers. Mit einem Unterschied nur von Faktor 1,6 bis 1,9 waren im Vergleich zum 3. Besuchstag der Anlage III etwas höhere Konzentrationen und Emissionen am 10. Probenahmetag zu erkennen gewesen, die insgesamt aber zu den niedrigsten zählten.



**Abb. 43:** Konzentrations- und Emissions(emiss.)-Verlauf der luftgetragenen mesophilen (mes.) Pilze im Stall und Abluftkamin (Rohgas) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.

*Lückenhafte  
Zeitverläufe für  
thermotolerante  
Pilze in  
Anlage III*

Aus Tabelle 10 ist unschwer zu erkennen, daß für thermotolerante Pilze häufiger als bei den mesophilen Pilze für einige Probenahmetage keine Wirkungsgrade ermittelt werden konnten, da teilweise Nachweise in Roh- und Reingluft ausblieben. Aus diesem Grund sind streckenweise nur lückenhafte Kurvenverläufe in Abbildung 44 zu erkennen. Nichtsdestotrotz ist ansatzweise ein Verlaufsmuster wie bei den mesophilen Pilzen nachvollziehbar. Abwechselnde Spitzen- und Niedrigwerte kennzeichnen daher auch hier die Dynamik der thermotoleranten Pilze, die stallintern von 406 KBE m<sup>-3</sup> bis 62.773 KBE m<sup>-3</sup> und emissionsseitig von 41.640 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> bis 9.246.237 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> schwankten. Diese am 3. und 6. Beprobungstag gemachten Feststellungen korrespondierten interessanterweise nicht nur direkt auch mit den Höchst- und Niedrigwerten im Reingas des Biowäschers, sondern waren zudem nur marginal verschieden, was durch 403 KBE m<sup>-3</sup> und 88.125 KBE m<sup>-3</sup> sowie 33.873 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> und 11.248.795 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> am dritten bzw. sechsten Probenahmetag zu belegen war.



**Abb. 44:** Konzentrations- und Emissions(emiss.)-Verlauf der luftgetragenen thermotoleranten (therm.) Pilze im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.

*Befundvergleich  
zwischen Stall  
und konvention-  
ellen Abluft-  
kamin*

In den Abbildungen 40 bis 44 ist aus Gründen der späteren methodischen Bewertung zweckmäßiger Beprobungspositionen innerhalb der Anlage auch das Konzentrations- und Emissionsprofil der untersuchten Bioaerosolbestandteile im konventionellen Abluftkamin vergleichend mit eingebunden worden. Es fällt dabei bei den Partikeln auf, daß das Verlaufprofil im Kamin dem im Stall sehr ähnelt. Insgesamt waren die stallbezogenen Konzentrationen und Emissionen höher ausgefallen als diejenigen, die im Kamin ermittelt worden sind. Dennoch zeigten sich zeitweise auch umgekehrte Verhältnisse wie beispielweise am 9. Probenahmetag bei den Partikelmessungen. Werden alle Beprobungstage zusammengefaßt, ergab sich eine Emissionsdifferenz zwischen stallinterner und kaminbezogener Probenahme von 23% (Partikel,  $p > 0.05$ ), 58% (Gesamtkeime,  $p < 0.001$ ), 46% (mesophile Pilze,  $p > 0.05$ ), 43% (thermotolerante Pilze,  $p > 0.05$ ) und 43% (Endotoxine,  $p > 0.05$ ).

*Synchroner Ver-  
lauf der Gehalte  
zwischen Stall-  
und Abluft-  
kamin*

Trotz dieser Emissionsdifferenz war bei den Gesamtkeimen und Endotoxinen, streckenweise auch bei den Pilzen, ein nahezu kurvenparalleler Verlauf nachvollziehbar, was darauf hindeutete, daß quantitative Veränderungen im Stall sich sodann auf die Verhältnisse im Kamin auswirkten und durch die Teilstromentnahme auch hier nachgewiesen werden konnten. Bestätigt wird diese Hypothese durch positive Korrelationen zwischen den Emissionsströmen, die für Partikel  $r_s = 0,81$  ( $p < 0.01$ ), Gesamtkeime  $r_s = 0,59$  ( $p < 0.05$ ), Endotoxine  $r_s = 0,69$  ( $p < 0.05$ ), mesophile Pilze  $r_s = 0,95$  ( $p < 0.001$ ) und thermotolerante Pilze  $r_s = 0,93$  ( $p < 0.01$ ) betrugen. Erwartungsgemäß waren auch die partikulären Konzentrationen zwischen Stall und Kamin positiv und signifikant korreliert.

*Temperatur:  
Signifikanter  
Unterschied  
zwischen Stall  
und Biowäscher*

Der Temperaturvergleich zwischen Stall und Biowäscher weist einen signifikanten Unterschied aus ( $p < 0.05$ ). Danach betrug die mittlere Stalltemperatur  $19,3^{\circ}\text{C}$  gegenüber  $15,5^{\circ}\text{C}$  über dem Biowäscher. Um  $0,3^{\circ}\text{C}$  höher lag die durchschnittliche Kamintemperatur über der des Stalles, was die statistische Irrtumswahrscheinlichkeit nun auf 1% drückte. Die relative Luftfeuchtigkeit des Stalles betrug im Mittel 70,0%. Messungen dieser Art wurden nicht im Biowäscher und Kamin durchgeführt, statistische Vergleiche fehlen daher.

#### 4.2.4 Rückhaltevermögen der Anlage IV

*Wirkungsgrad  
von 90% und  
besser für  
Gesamtkeime in  
Anlage IV*

Über alle sechs Probenahmetage gleichmäßig verteilt hohe Wirkungsgrade von 90% und besser konnten bei den Gesamtkeimen beobachtet werden. In ähnlicher Weise wurde dies auch bei den Partikeln festgestellt, die jedoch im Mittel eine um etwa 5% niedrigere Rückhalteeffizienz vorwiesen. Ein nahezu zyklisches Verhalten höherer und niedrigerer Rückhalteigenschaften war bei den mesophilen Pilzen zu beobachten, die mit Wirkungsgraden zwischen 73 und 98% charakterisiert werden konnten. Entgegen den Nachweisen von thermotoleranten Pilzen in den Anlagen I bis III, wurde diese Pilzklasse, bis auf eine Ausnahme im Stall ( $591 \text{ KBE m}^{-3}$ ), hier weder rohgas- noch reingasseitig gefunden. Nicht immer gelang auch der Nachweis von Endotoxinen, so daß erst ab dem 3. Besuchstag in der Anlage Reduktionen errechnet werden konnten, die günstigstenfalls bei etwa 93% lagen, nichtsdestotrotz aber auch eine Anreicherung im Reingas von 181% feststellbar war (**Tab. 11**).

*Konzentrations-  
bezogene  
Reduktionen im  
Ganzen*

Die konzentrationsbezogenen Wirkungsgrade über alle sechs Probenahmetage betrugen für Partikel 91% ( $p < 0.001$ ), Gesamtkeimzahl 96% ( $p < 0.001$ ), mesophile Pilze 91% ( $p < 0.01$ ) und Endotoxine 69% ( $p > 0.05$ ). Zusätzlich wurde in Anlage IV auch auf Staphylokokken untersucht, die mit einem Wirkungsgrad von insgesamt 95% ( $p < 0.001$ ) im Abluftreinigungsprozeß zurückgehalten wurden, aber in Tabelle 11 nicht weiter berücksichtigt sind.

*...und auf  
Emissionsbasis*

Die Zusammenfassung der emissionsbezogenen Wirkungsgrade und ihrer statistischen Sicherheit ergab für Partikel 92% ( $p < 0.001$ ), Gesamtkeime 97% ( $p < 0.001$ ), mesophile Pilze 91% ( $p < 0.05$ ), Endotoxine 79% ( $p > 0.05$ ) und Staphylokokken 96% ( $p < 0.001$ ). Aus den bereits besagten Gründen sind entsprechende Angaben für thermotolerante Pilze nicht möglich.

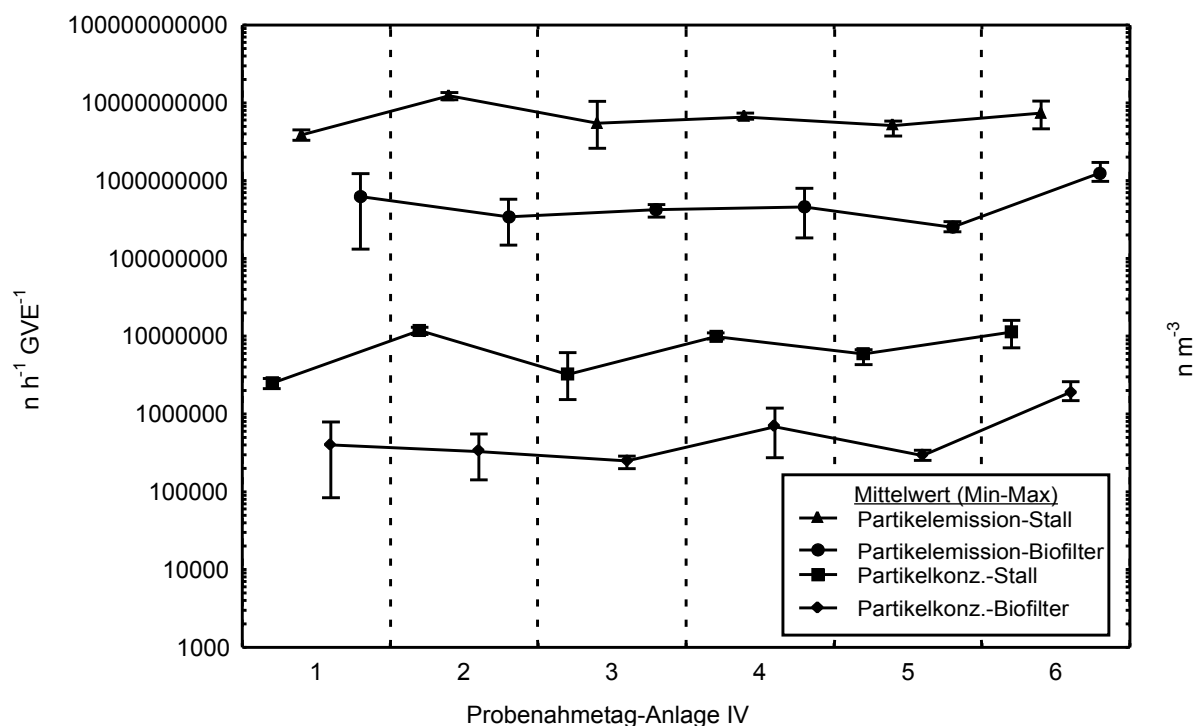
*Niveau des  
Partikelgehaltes  
über die Zeit in  
Anlage IV*

Für die kombinierte biologische Abluftreinigung aus Naßabscheider und Biofilter des Jungmasthühnerstalles ergaben sich die über insgesamt sechs Probenahmetage gemessenen und berechneten Konzentrations- und Emissionsverläufe der **Abbildungen 45 bis 48**. Danach stiegen die Partikel im Stall am 1. Probenahmetag von  $2.475.230 \text{ n m}^{-3}$  (log 6,4) auf  $11.900.931 \text{ n m}^{-3}$  (log 7,1) am 2. Tag. Dieses hohe Niveau wurde mit  $11.265.301 \text{ n m}^{-3}$  (log 7,1) nochmals am letzten Versuchstag erreicht, wobei an den anderen Besuchstagen Schwankungen zwischen  $3.211.201$  (log 6,5) und  $9.839.552 \text{ n m}^{-3}$  (log 7,0) zu verzeichnen waren. Gemessen an dem genannten unteren und oberen Wert im Rohgas, betrug der faktorielle Unterschied zu den zeitgleichen Reingasgehalten etwa 6 bzw. 36. Durch die Verknüpfung der Gehalte mit der Lufrate, errechneten sich die emissionsseitigen Freisetzungsmengen im Rohgas auf durchschnittlich maximal  $12.396.803.072 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (2. Probenahmetag), die auf minimal  $251.887.008 \text{ n h}^{-1} \text{ GVE}^{-1}$  (5. Probenahmetag) im Reingas reduziert werden konnten. Dies entspricht log 10,1 bzw. log 8,4.

**Tabelle 11.** Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) der Kombi-Anlage in Anlage IV für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.

Probe- nahmetag	Partikel	Gesamtkeime	Mesophile Pilze	Thermotolerante Pilze	Endotoxine
1	83,8	98,3	97,9	n.k.	n.n.
2	97,2	99,1	73,1	n.k.	n.n.
3	92,2	94,5	85,6	n.k.	81,2
4	93,0	96,9	74,9	n.k.	92,9
5	95,1	95,4	95,2	n.k.	80,5
6	83,1	89,9	76,7	n.k.	<b>-180,9</b>

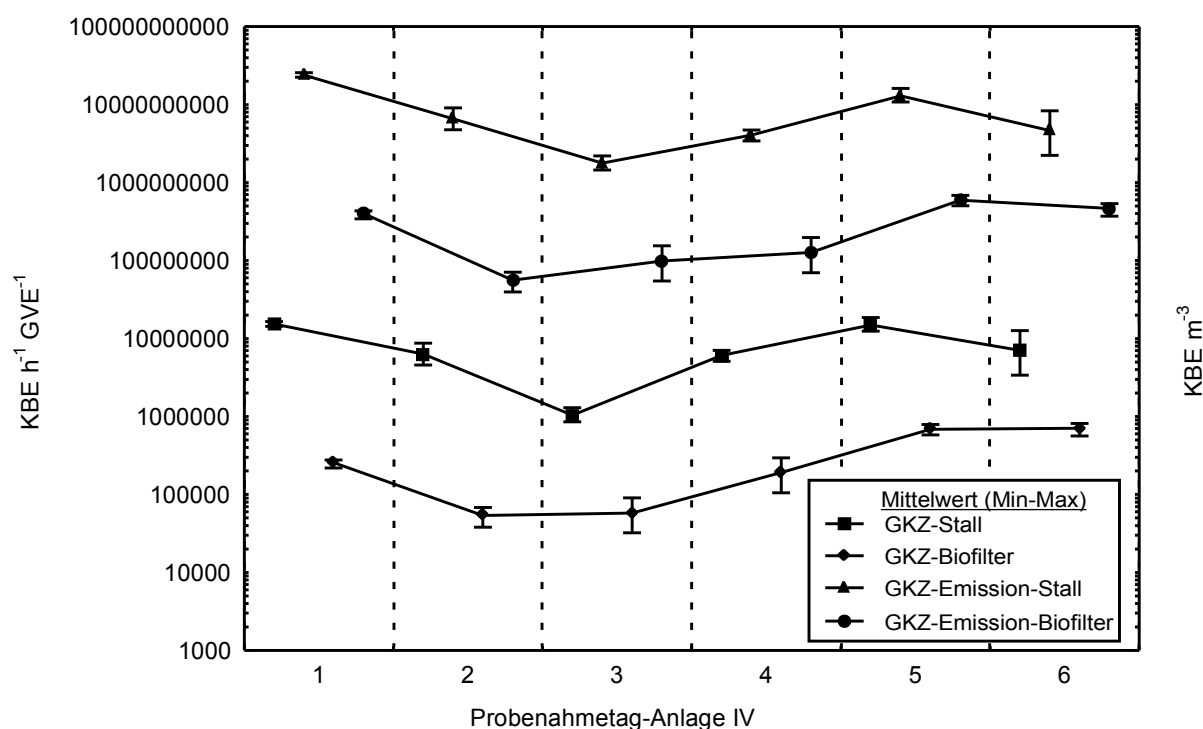
n.k.: nicht kalkulierbar





*Freisetzungs-  
verhalten der  
Gesamtkeime in  
Anlage IV*

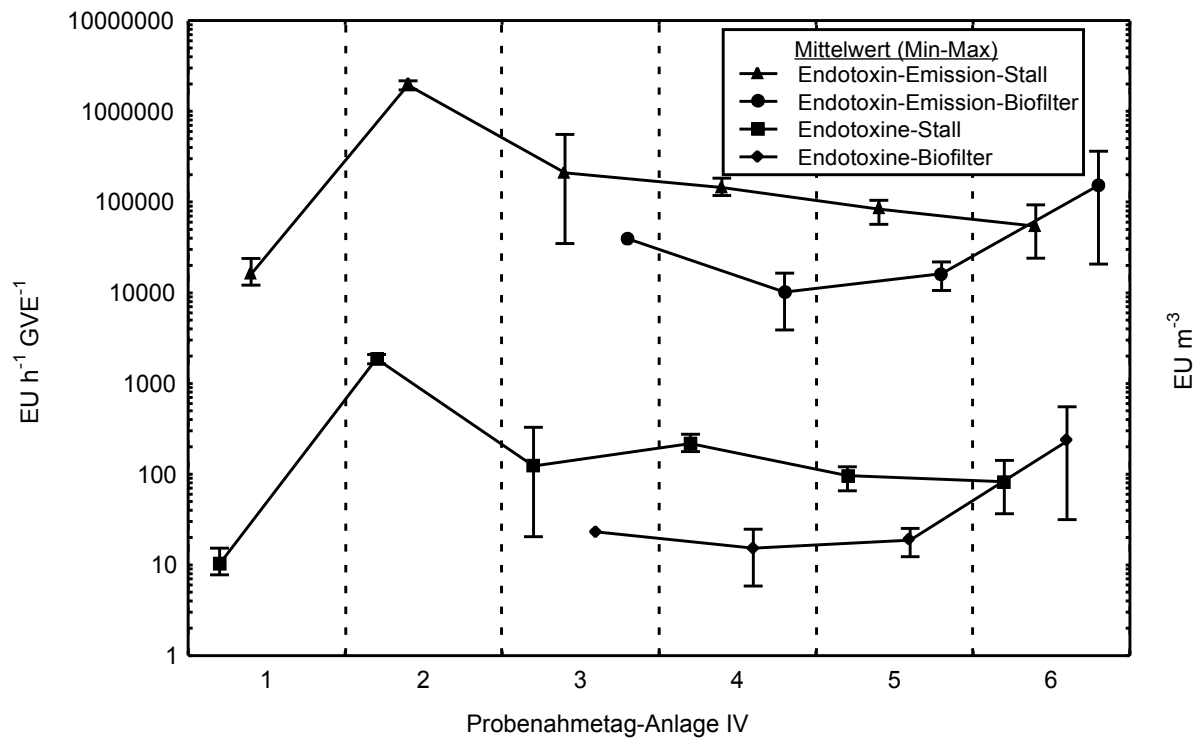
Entgegen der Beschreibung bei den Partikeln vollziehen die stallinternen aerogenen Gesamtkeime vom 1. bis zum 3. Probenahmetag einen kontinuierlichen Konzentrationsabfall von etwa  $15 \times 10^6$  über  $6 \times 10^6$  bis  $1 \times 10^6$  KBE  $\text{m}^{-3}$ . Anschließend steigen die Luftgehalte wieder an, um schließlich  $7 \times 10^6$  KBE  $\text{m}^{-3}$  zu erreichen. Das dargestellte Verlaufsmuster findet sich ebenso bei den reingasseitigen Gesamtkeimen wieder, allerdings mit Minderkonzentrationen um etwa Faktor 10 bis 117. Ohne Abluftreinigung würde die Anlage IV am 1. Probenahmetag das höchste durchschnittliche Emissionspotential von 23.971.170.304 KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  (log 10,4) aufweisen. Reingasseitig tritt am 5. Besuchstag mit 594.016.320 KBE  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  (log 8,8) das höchste Emissionsniveau zu Tage.



**Abb. 46:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der Gesamtkeime (GKZ) im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Kombi-Anlage in Anlage IV. Probenahmetage siehe Tab. 6.

*Zeitliches  
Auftreten von  
Endotoxinen in  
Anlage IV*

Für Endotoxine fehlen teilweise positive Befunde, die sich allerdings auf den reingasseitigen Luftstrom beschränkten. Jederzeit konnten aber Endotoxine im Stall festgestellt werden, die einen Umfang von 10,3 bis 1.870,2 EU  $\text{m}^{-3}$  (log 1,0 bis 3,3) ausmachten. Neben dem niedrigsten Endotoxingehalt von 15,3 EU  $\text{m}^{-3}$  (log 1,2) über dem Biofilter, gab es auch Konzentrationszuwächse bis auf 231,7 EU  $\text{m}^{-3}$  (log 2,4). Auf Grundlage dieser Luftgehalte wurden am 2. Probenahmetag sodann mittlere Emissionseinträge von maximal 1.948.085 EU  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  (log 6,3) in den Biofilter befördert. Am 6. Versuchstag reichte die Reingasemission von 152.434 EU  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  (log 5,2) nicht aus, einen Rückhalteeffekt für Endotoxine zu erzielen, da rohgasseitig lediglich ein Aufkommen von 54.270 EU  $\text{h}^{-1}$  GVE $^{-1}$  (log 4,7) zu verzeichnen war.



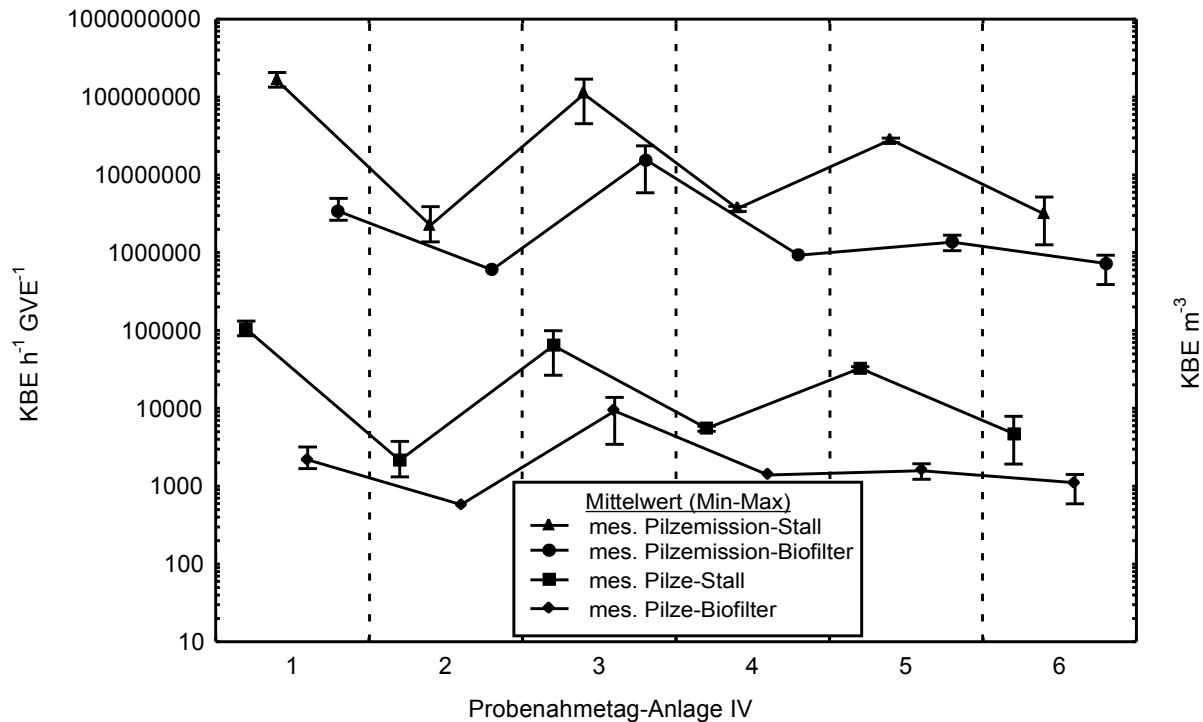
**Abb. 47:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der aerogenen Endotoxine im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Kombi-Anlage in Anlage IV. Probenahmetage siehe Tab. 6.

*Mesophile Pilze:  
Detektierbarkeit  
über die Besuchst-  
age in  
Anlage IV*

Wird der Mittelwert aller roh- und reingasseitigen Einzelbefunde herangezogen, so waren die Luftgehalte an mesophilen Pilzen um Faktor 237 bzw. 99 niedriger als die der Gesamtkeime. Am 1., 3. und 5. Tag konnten durchweg höhere Werte im Stall und über dem Biofilter gemessen werden als an den Besuchstagen 2, 4 und 6. Werden die Höchstkonzentrationen herausgegriffen ergaben sich konzentrationsbezogen 104.533 KBE m<sup>-3</sup> (log 5,0) im Stall (1. Probenahmetag) und 9.230 KBE m<sup>-3</sup> (log 4,0) hinter dem Biofilter (3. Probenahmetag). Beide Spitzenwerte korrespondierten mit den ebenfalls höchsten Emissionsraten. Danach konnten stallbezogen 163.332.944 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> (log 8,2) und biofilterspezifisch 15.733.275 KBE h<sup>-1</sup> GVE<sup>-1</sup> (log 7,2) berechnet werden.

*Roh-/Reingas:  
Signifikante  
Unterschiede bei  
Temperatur und  
Feuchte*

Die stallinternen Temperaturen beliefen sich über alle sechs Probenahmetage hinweg auf durchschnittlich 23,7°C bei 62,4% relativer Luftfeuchtigkeit. Demgegenüber stehen die Verhältnisse über dem Biofilter mit durchschnittlich 19,8°C und 96,7%. Die Temperatur- und Feuchtigkeitsunterschiede zwischen der Roh- und Reingasseite waren hoch signifikant ( $p < 0.001$ ).



**Abb. 48:** Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen mesophilen Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Kombi-Anlage in Anlage IV. Probenahmetage siehe Tab. 6.

### 4.3 Referenzkonzentrationen in der Außenluft

*Vergleich der Konzentrationsgradienten zwischen Anlagen und Außenluft*

Die Probenahmen und Messungen auf der luvwärtigen Seite der Anlagen dienten der allgemeinen Einschätzung des Aufkommens von Bioaerosolen in der Atmosphäre. Die Höhe der Konzentrationsgradienten zwischen Atmosphäre und Reingas könnte als Maßstab für die Angleichung der Luftgehalte zwischen beiden Medien angesehen werden und daher als zusätzliches Gütemerkmal für die Rückhalteeffizienz der geprüften biologischen Abluftreinigungsanlagen Beachtung finden. In **Tabelle 12** sind die Befunde der Außenluftwerte für alle Anlagen zusammenfassend dargestellt. Dies schließt auch die an den Probenahmetagen angetroffenen Temperatur- und Feuchteverhältnisse mit ein.

*Stichprobenverteilung zwischen den Anlagen*

Die Stichprobengröße N entspricht bei den Anlagen I bis IV der Anzahl der Probenahmetage, an denen ein Nachweis durchgeführt werden konnte. Obwohl in Anlage IV jeweils roh- und reingasseitig drei Replikate pro Probenahmetag gewonnen wurden, bestand die Außenluftbeprobung nur aus einer Probe, die über den gesamten Zeitraum der Wiederholungsmessungen genommen wurde (kumulierende Probenahme). Bei allen anderen Anlagen wurden zeitgleich Unikate an allen Positionen genommen.

**Tabelle 12.** Mittlere Bioaerosolkonzentrationen, Temperatur- und Luftfeuchtwerte in der Außenluft der Anlagen I bis IV. N: Stichprobengröße.

pro m <sup>3</sup> Außenluft	N	Anlage I	N	Anlage II	N	Anlage III	N	Anlage IV
Partikel, n	12	408.216	13	397.466	12	214.579	6	91.958
GKZ, KBE	8	4.616	9	51.474	8	11.008	5	1.330
mes. Pilze, KBE	10	755	8	1.069	9	1.568	4	681
therm. Pilze, KBE	1	479	4	595	3	455	0	n.n.
Endotoxine, EU	1	12,6	6	12,8	6	3,8	1	26,7
Temp., °C (SD: ±)	12	16,1 (± 4,1)	13	9,5 (± 11,6)	12	12,0 (± 5,6)	6	18,4 (± 4,6)
Rel. F., % (SD: ±)	12	74,2 (± 16,8)	13	77,0 (± 18,8)	12	86,3 (± 15,9)	6	70,0 (± 17,0)

GKZ: Gesamtkeime

mes.: mesophil

therm.: thermotolerant

Temp.: Temperatur (arithmetischer Mittelwert)

Rel. F.: Relative Luftfeuchtigkeit (arithmetischer Mittelwert)

SD: Standardabweichung

n.n.: nicht nachweisbar

## 4.4 Allgemeine Partikel-, Keim- und Endotoxingehalte im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV

Prozeßwasser  
= Waschwasser

Parallel zu den Luftprobenahmen wurden aus dem Prozeßwasser (Waschwasser) der Anlagen ebenfalls Flüssigproben genommen und auf Biopartikel untersucht. Hierbei wurde neben der Erhebung von Summenparameter auch Wert auf die Ausprägung der mikrobiellen Diversität gelegt.

### 4.4.1 Biopartikel im Waschwasser der Anlage I

Gesamtkeime:  
log 7,3

In dem für die Konditionierung des Rohgases benutzten Waschwasser konnten über maximal 12 Versuche im Median  $21,0 \times 10^6$  KBE ml<sup>-1</sup> Gesamtkeime, 68.624 KBE ml<sup>-1</sup> *Enterobacteriaceae* und 340 KBE ml<sup>-1</sup> mesophile Pilze nachgewiesen werden. Deutlich geringere Gehalte an mesophilen und thermotoleranten Pilzen wurden im Waschwasser gefunden, wogegen Endotoxine mit 39.600 EU ml<sup>-1</sup> bestimmbar waren (**Tab. 13**).

Assoziierbarkeit  
zwischen Reingas  
und Wasch-  
wasser

Eine Assoziation des mit Partikeln und Mikroorganismen angereicherten Waschwassers mit der partikuläre Beschaffenheit des Reingases war auf der Basis eines Konzentrationsvergleiches in keinem Fall weder positiv korreliert noch statistisch abzusichern.

**Tabelle 13.** Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage I.

Prüfgröße	Partikel	Gesamtkeime	Enterobakt. <sup>3)</sup>	Mesophile Pilze	Thermtol. <sup>4)</sup> Pilze	Endotoxine
	n ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	EU ml <sup>-1</sup>
Median	746.410	21.300.000	30.300	340	223	39.600
Mittelwert <sup>1)</sup>	727.181	47.504.750	68.624	14.377	202	45.064
VC <sup>2)</sup> , %	51,2	104,7	112,7	258,6	53,2	70,7
Anzahl	12	12	11	7	10	12

<sup>1)</sup> arithmetischer Mittelwert<sup>2)</sup> Variationskoeffizient in Prozent<sup>3)</sup> *Enterobacteriaceae*<sup>4)</sup> Thermotolerant

#### 4.4.2 Biopartikel im Waschwasser der Anlage II

*Geringere Keimbelastung als in Anlage I*

Wie in Anlage I wurden hier ebenfalls Proben von dem für die Befeuchtung der Stallabluft benutzten Waschwassers gezogen und auf Partikel, Keime wie auch Endotoxine untersucht. Von den insgesamt 11 verfügbaren Proben zeigt **Tabelle 14** mit  $3,93 \times 10^6$  KBE ml<sup>-1</sup> an Gesamtkeimen eine 5,4-fach geringere Aufkonzentrierung als das Waschwasser in Anlage I. Aber auch bei den Partikeln ist die Belastung gegenüber der Anlage I nur fast halb so hoch. Dafür zeichnet sich die Anlage II jedoch mit höheren mittleren Konzentrationen an *Enterobacteriaceae*, mesophilen und thermotoleranten Pilzen aus, wogegen im Vergleich zu Anlage I die Endotoxine auf Basis der Medianwerte nur eine um etwa 15% geringere Aufkonzentrierung im Waschwasser der Anlage II erfahren haben.

*Assozrierbarkeit zwischen Reingas und Waschwasser*

Wie bei Anlage I waren konzentrationsbezogen, keine positiven und signifikanten Korrelationen zwischen dem Grad der Waschwasserkontamination und den Bioaerosolgehalten im Reingas festzustellen.

#### 4.4.3 Biopartikel im Waschwasser der Anlage III

*Nur Bruchteile an Gehalten gegenüber Anlage I*

Im Gegensatz zu den hoch angereicherten Waschwasserproben der Anlagen I und II, wiesen die auf partikuläre Bestandteile untersuchten Prozeßwasserproben des Biowäschers deutlich geringere Verunreinigungen auf (**Tab. 15**). Gemessen an den medianen Waschwassergehalten des Rieselbettreaktors der Anlage I waren anteilig im hiesigen Reingas nur 2,4% der Partikel, 0,04% der Gesamtkeime, 0,2% der *Enterobacteriaceae*, 7,9% der mesophilen Pilze, 4,5% der thermotoleranten Pilze und 0,2% der Endotoxine zu finden.

*r<sub>s</sub> zwischen Reingas und Waschwasser*

Bei der Berechnung der Korrelationskoeffizienten zwischen Waschwassergehalten und Konzentrationen im Reingas konnte nur für Partikel eine hoch signifikante positive Korrelation ermittelt werden ( $r_s = 0,93$ ,  $p < 0.001$ ).

**Tabelle 14.** Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage II.

Prüfgröße	Partikel	Gesamtkeime	Enterobakt. <sup>3)</sup>	Mesophile Pilze	Thermtol. <sup>4)</sup> Pilze	Endotoxine
	n ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	EU ml <sup>-1</sup>
Median	414.488	3.930.000	92.300	1.635	750	33.580
Mittelwert <sup>1)</sup>	379.613	4.406.545	73.673	1.766	725	30.750
VC <sup>2)</sup> , %	37,4	69,0	84,4	78,9	70,0	51,2
Anzahl	11	11	11	10	10	11

<sup>1)</sup> arithmetischer Mittelwert<sup>2)</sup> Variationskoeffizient in Prozent<sup>3)</sup> *Enterobacteriaceae*<sup>4)</sup> Thermotolerant**Tabelle 15.** Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage III.

Prüfgröße	Partikel	Gesamtkeime	Enterobakt. <sup>3)</sup>	Mesophile Pilze	Thermtol. <sup>4)</sup> Pilze	Endotoxine
	n ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	KBE ml <sup>-1</sup>	EU ml <sup>-1</sup>
Median	17.761	8.965	57	27	10	91
Mittelwert <sup>1)</sup>	19.890	10.376	84	28	11	449
VC <sup>2)</sup> , %	73,3	93,7	139,8	64,9	67,5	206,1
Anzahl	12	12	11	12	5	12

<sup>1)</sup> arithmetischer Mittelwert<sup>2)</sup> Variationskoeffizient in Prozent<sup>3)</sup> *Enterobacteriaceae*<sup>4)</sup> Thermotolerant

#### 4.4.4 Biopartikel im Waschwasser der Anlage IV

*Zusätzlich  
Staphylokokken  
und Aktinomy-  
zeten untersucht*

An jedem der insgesamt sechs Probenahmetage wurde eine Probe des Waschwassers aus der Anlage IV auf unbelebte und belebte Partikel untersucht. Die Befunde sind in der **Tabelle 16** zusammengefaßt, wobei das Spektrum der untersuchten Keime auch auf Staphylokokken, Aktinomyzeten ausgedehnt wurde. Nicht berücksichtigt wurde die Gruppe der *Enterobacteriaceae*.

*Gesamtkeim-  
zahl: log 6,7*

Auffällig ist der von Probenahmetag zu Probenahmetag sehr stark variierende Gehalt an Gesamtkeimen mit einem Variationskoeffizient (VC) von 139%, wobei gemessen an dem Median etwa  $5,2 \times 10^6$  KBE ml<sup>-1</sup> festgestellt wurden. Nicht verwunderlich ist deswegen auch die Streuung bei den Staphylokokken, die im Allgemeinen einen Großteil der kultivierungsfähigen Gesamtkeime im Stall ausmachen.



<i>Gehalte an: Partikel und Endotoxine...</i>	Die detektierten Partikel und Endotoxine waren mit 170.406 n ml <sup>-1</sup> und 8.319 EU ml <sup>-1</sup> im Waschwasser vertreten und wiesen die geringste Streuung auf, was durch die relative numerische Ähnlichkeit von arithmetischen Mittelwert und Median unterstrichen wird.
<i>und Pilzen...</i>	Mesophile Pilze trugen mit 1.100 KBE ml <sup>-1</sup> zum partikulären Waschwassergehalt bei, wogegen thermotolerante Pilze nur einmal mit 17 KBE ml <sup>-1</sup> festgestellt werden konnten. In 3 bzw. 4 von 6 Probenahmen konnten auch mesophile wie auch thermophile Aktinomyzeten kultiviert werden, deren Median mit 22.000 bzw. 337 KBE ml <sup>-1</sup> angegeben werden kann. Werden die absoluten Medianwerte der Anlage IV mit der der Anlage II, die ebenfalls einen an einem Jungmasthühnerstall installierten Biofilter besaß, verglichen, so wies das Waschwasser in Anlage II allgemein höhere Anreicherungen auf. Die Aufkonzentrierung betrug für Partikel 58,9%, mesophile Pilze 32,7% und für Endotoxine 75,2%. Deutlich jedoch war im Vergleich zu Anlage II der Mehrgehalt in Anlage IV an Gesamtkeimen von 33,2% ausgefallen. Obwohl rechnerisch 97,7% mehr thermotolerante Pilze in Anlage II gefunden wurden, stützt sich diese Angabe lediglich auf einen Einzelbefund in Anlage IV und sollte daher nicht zum quantitativen Vergleich zwischen den besagten Waschwasserproben herangezogen werden.
<i>Relativer Vergleich zu Anlage II</i>	
<i>Keine Korrelier- barkeit zwischen Reingas und Waschwasser</i>	Wie bei den anderen Anlagen wurden rechnerisch etwaige Korrelationen zwischen den partikulären Waschwassergehalten und dem Reingas über dem Biofilter geprüft. Auch in der Anlage IV konnten konzentrationsbezogen keine positiven und statistisch absicherbare Korrelationen aufgestellt werden.

**Tabelle 16.** Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage IV.

Prüfgröße	Partikel n ml <sup>-1</sup>	GKZ KBE ml <sup>-1</sup>	Staph. KBE ml <sup>-1</sup>	mes.Pilz KBE ml <sup>-1</sup>	th.Pilz <sup>1</sup> KBE ml <sup>-1</sup>	mes.Akt KBE ml <sup>-1</sup>	th.Akt <sup>2</sup> KBE ml <sup>-1</sup>	Etox EU ml <sup>-1</sup>
Median	170.406	5.235.000	1.887.000	1.100	17	22.000	337	8.319
MW	154.604	9.922.833	3.597.050	951	17	40.810	346	7.489
VC (%)	51,7	139,1	106,1	53,5	n.k.	83,8	100,9	43,5
N	6	6	6	6	1	3	4	6

MW: Mittelwert

GKZ: Gesamtkeimzahl

Akt.: Aktinomyzeten

mes.: mesophil

th.: thermotolerant<sup>1</sup> bzw. thermophil<sup>2</sup>

Staph.: Staphylokokken

Etox: Endotoxine

N: Anzahl

n.k.: nicht kalkulierbar

## 4.5 Mikrobielle Typisierung und Semiquantifizierung des Prozeßwassers der Anlagen I bis IV

*Anlagenassoziierte Mikroorganismen*

Nachdem im vorangegangenen Kapitel die Waschwasserproben auf partikuläre Summenparameter wie z.B. Gesamtkeime hin analysiert worden sind, wurden Aliquote der Proben zur weiteren Gattungs- und Speziesbestimmung

mikrobiologisch untersucht, um etwaige Gemeinsamkeiten der Mikroflora aber auch anlagenspezifische Unterschiede zwischen den Abluftreinigungssystemen hervorheben zu können.

#### *Biodiversität in den Waschwasserproben*

Zu diesem Zweck gibt **Tabelle 17** zunächst einen Überblick über die identifizierten Mikroorganismen und ihrer relativen Häufigkeit in den Waschwasserproben. Grau hervorgehoben sind diejenigen Keimtypen, die in mindestens drei der vier Anlagen gefunden wurden, um so ihre qualitative Bedeutung zu kennzeichnen. Dazu zählen auf der bakteriellen Seite *Aeromonas* spp.,  $\alpha$ -hämolyisierende Streptokokken, *Morganella morganii*, koagulasenegative Staphylokokken, *Proteus* spp., *Pseudomonas* spp., *Bacillus* spp. inkl. *Bacillus cereus*, *Escherichia coli*, *Acinetobacter* spp. wie auch andere nicht näher biochemisch spezifizierbare (unspezifische) Gram-negative Bakterien. Mykologisch konnten nur Sproßpilze im größeren Umfang identifiziert werden (Anteil von 7,4%). Wird die prozentuale Häufigkeit aller bakteriologischen Beobachtungen im Waschwasser der Anlagen I bis IV zu Grunde gelegt, so ergaben sich für die besagten Keimtypen Anteile von 3,4%, 8,1%, 10,1%, 7,4%, 3,4%, 6,8%, 9,5%, 3,4%, 3,4%, 2,0% bzw. 2,7%. Dies machte insgesamt etwa 60% aller Befunde aus.

#### *Allgemeine prozentuale Häufigkeiten*

#### *Befunde in...*

#### *...Anlage I*

#### *...Anlage II*

#### *...Anlage III*

#### *...Anlage IV*

Werden die mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse nach Anlagentypen aufgeschlüsselt, ergeben sich spezifische prozentuale Verteilungsmuster der gefundenen Keimarten in den einzelnen Abluftreinigungssystemen. Auf Basis der drei meist gefundenen Keimtypen konnten in Anlage I  $\alpha$ -hämolyisierende Streptokokken (16,7%), Sproßpilze (13,9%) und *Proteus* spp. (11,1%) gefunden werden (**Abb. 49**). In der Abluftreinigungsanlage des Jungmasthähnchenstalles (Anlage II) wurden zu gleichen Anteilen von 13,5% koagulasenegative Staphylokokken und *Serratia marcescens* und 11,5% *Escherichia coli* bestimmt (**Abb. 50**). Das Waschwasser des Biowäschers der Anlage III wies für die Gram-negativen Bakterien *Proteus* spp., *Pseudomonas* spp. und *Acinetobacter* spp. jeweils die höchsten Anteile von 14,3% auf (**Abb. 51**). Eine Verlagerung in Richtung Gram-positive Bakterien war in Anlage IV zu beobachten, wo  $\alpha$ -hämolyisierende Streptokokken und koagulasenegative Staphylokokken 7,7% bzw. 12,8% ausmachten. Auch *Bacillus* spp. war mit einem Anteil von 7,7% vertreten (**Abb. 52**).

#### *Verknüpfung von Häufigkeit und Semiquantität*

Wie unter Kapitel • 3.5 beschrieben, wurden neben der rein qualitativen Nachweisbarkeit der Mikroorganismen auch semiquantitative Bestimmungen der Waschwassergehalte protokolliert (siehe **Appendix G** bis **I**). Da die einfache Häufigkeit der gefundenen Keime ihr mengenmäßiges Aufkommen unterschlägt, schien es zweckmäßig, durch eine Gewichtung der mikrobiologischen Befunde deren Bedeutung über die gesamte Untersuchungsdauer zu unterstreichen. Als GewichtungsvARIABLE wurden abgestuft ganze Zahlen der jeweils gefundenen Konzentration herangezogen (nur qualitativer Nachweis = 1, geringgradig = 2, mittelgradig = 3, hochgradig = 4). Diese Gewichtungsfaktoren konnten so einen mikrobiologischen Befund (entspricht Faktor 1, da nur qualitativ) durch Multiplikation unverändert lassen oder aufwerten. Wenigen Nachweisen mit jeweils hohen Gehalten kann so ein höherer relativer Häufigkeitswert zugeordnet werden als zahlenmäßig öfter angetroffenen positiven Befunden, die aber nur mit vergleichsweise sehr geringen Konzentrationen aufwarteten. Aus dem Ergebnis dieser Prozedur wurde eine modifizierte Häufigkeitsverteilung errechnet, die in den Abbildungen 49 bis 52 zusätzlich dargestellt ist.

**Tabelle 17.** Identifizierte Mikroorganismen in den Waschwasserproben der Anlagen I bis IV. Grau unterlegte Felder mit Vorkommen der Mikroorganismen in  $\geq 3$  Anlagen. N: Stichprobengröße, Beob.: relative Beobachtungshäufigkeit.

Genus und Spezies	Abkürzung	Gram	Anlage I (N=8)	Anlage II (N=8)	Anlage III (N=8)	Anlage IV (N=6)	Beob. %
<i>Pseudomonas cepacia</i>	Pseudcep	-	✓				0,7
<i>Aeromonas</i> spp.	Aeromsp	-	✓	✓		✓	3,4
<i>Streptococcus</i> spp., $\alpha$ -hämolyisierend	Scspalhä	+	✓	✓		✓	8,1
<i>Proteus vulgaris</i>	Protvulg	-	✓	✓			3,4
<i>Citrobacter freundii</i>	Citrofre	-	✓		✓		1,4
<i>Morganella morganii</i>	Morgmorg	-	✓	✓	✓		2,0
<i>Flavobacterium odoratum</i>	Flavoodo	-	✓				1,4
Sproßpilze	Sprospi		✓	✓		✓	7,4
<i>Staphylococcus</i> spp., koagulasenegativ	Stspkone	+	✓	✓		✓	10,1
<i>Streptococcus</i> spp., anhämolysierend	Scspanhä	+	✓			✓	2,0
<i>Proteus</i> spp.	Protsp	-	✓	✓	✓	✓	9,5
<i>Serratia</i> spp.	Serrasp	-	✓				1,4
<i>Alcaligenes</i> spp.	Alcalisp	-	✓				1,4
<i>Pseudomonas shigelloides</i>	Pseudshi	-	✓				0,7
<i>Corynebacterium</i> spp.	Corynsp	-	✓			✓	1,4
<i>Pseudomonas</i> spp.	Pseudsp	-	✓		✓	✓	3,4
<i>Enterobacter</i> spp.	Enterosp	-	✓			✓	1,4
<i>Bacillus</i> spp.	Bacilsp	+	✓	✓	✓	✓	7,4
Gram-neg. Bakterien, unspezifisch	Baktneg	-	✓	✓		✓	2,7
<i>Serratia marcescens</i>	Serramar	-		✓			4,7
<i>Escherichia coli</i>	Eschcoli	-		✓	✓	✓	6,8
<i>Acinetobacter</i> spp.	Acinetsp	-		✓	✓	✓	3,4
<i>Candida albicans</i>	Candalbi			✓			0,7
<i>Bacillus cereus</i>	Bacilcer	+		✓	✓	✓	3,4
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Pseudaer	-		✓			1,4
<i>Providencia rustiganii</i>	Provrust	-			✓		0,7
coryneforme Bakterien	Corynbak	-			✓		0,7
<i>Providencia</i> spp.	Provsp	-			✓	✓	2,0
<i>Morganella</i> spp.	Morgsp	-			✓		0,7
<i>Staphylococcus aureus</i>	Staureus	+			✓		0,7
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Pseudflu	-				✓	1,4
<i>Citrobacter</i> spp.	Citrosp	-				✓	0,7
<i>Mucor</i> spp.	Mucorsp					✓	0,7
Schimmelpilze	Schimipi					✓	0,7
<i>Klebsiella terrigena</i>	Klebterr	-				✓	0,7
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Klebpneu	-				✓	0,7
<i>Providencia rettgeri</i>	Provrett	-				✓	0,7
<i>Pantoea agglomerans</i>	Pantaggl	-				✓	0,7

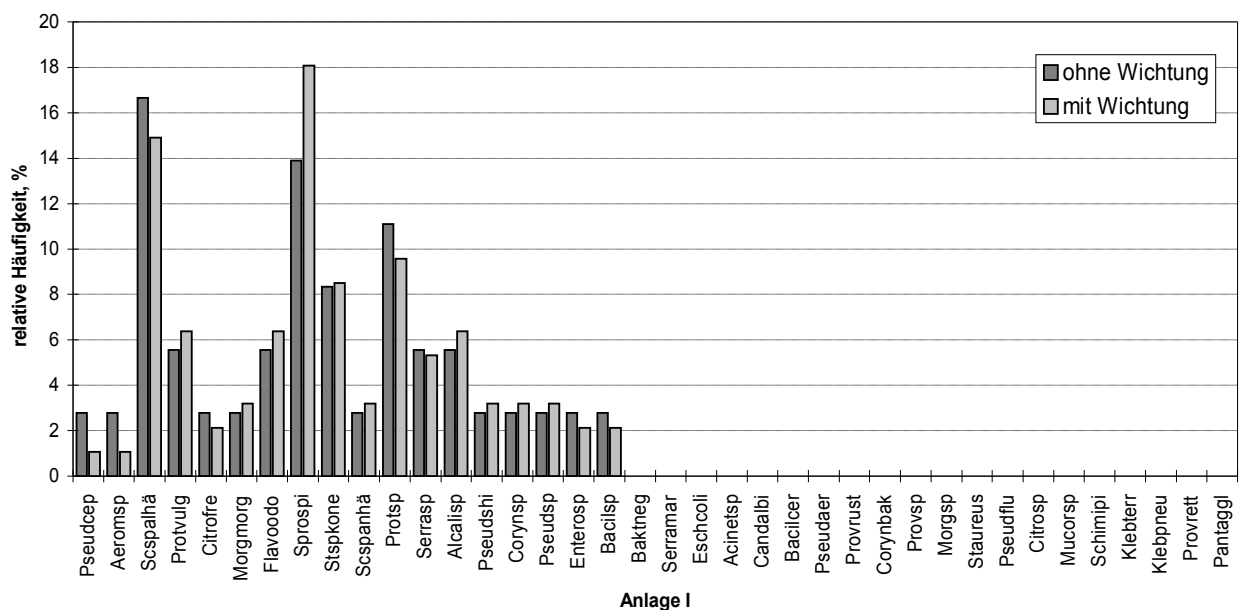
Anlage I:  
Sproßpilze und  
Streptokokken

Anlage II:  
Staphylokokken  
und *Serratia  
marcescens*

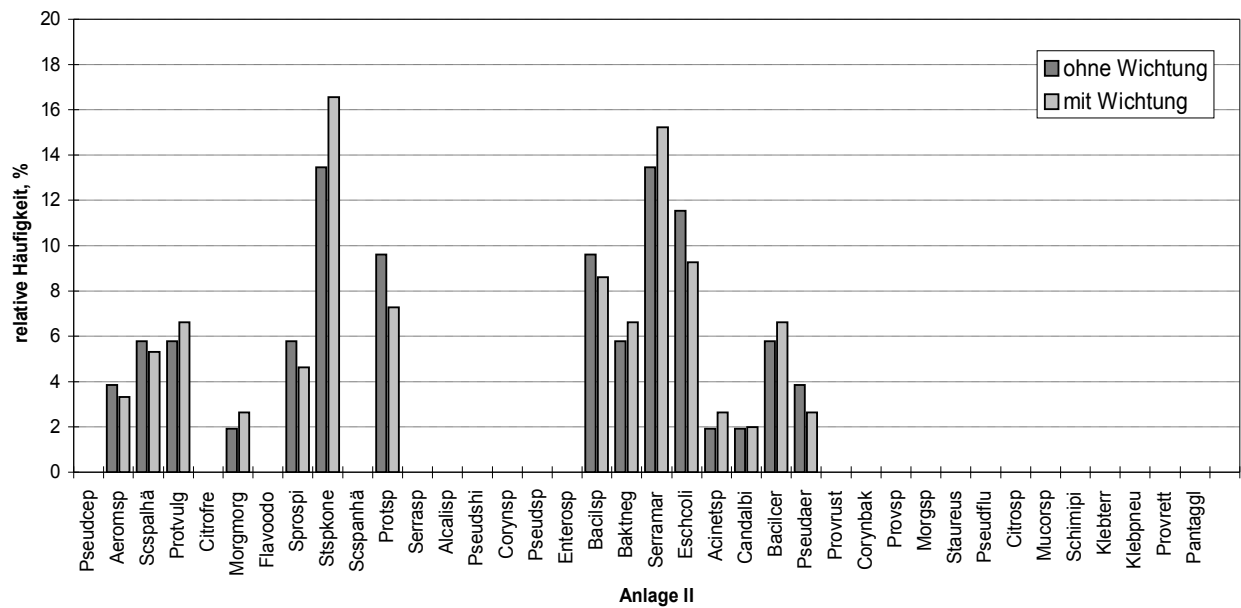
Anlage IV:  
Staphylokokken  
und *Bacillus* sp.

Anlage III:  
keine Mehrwichtung

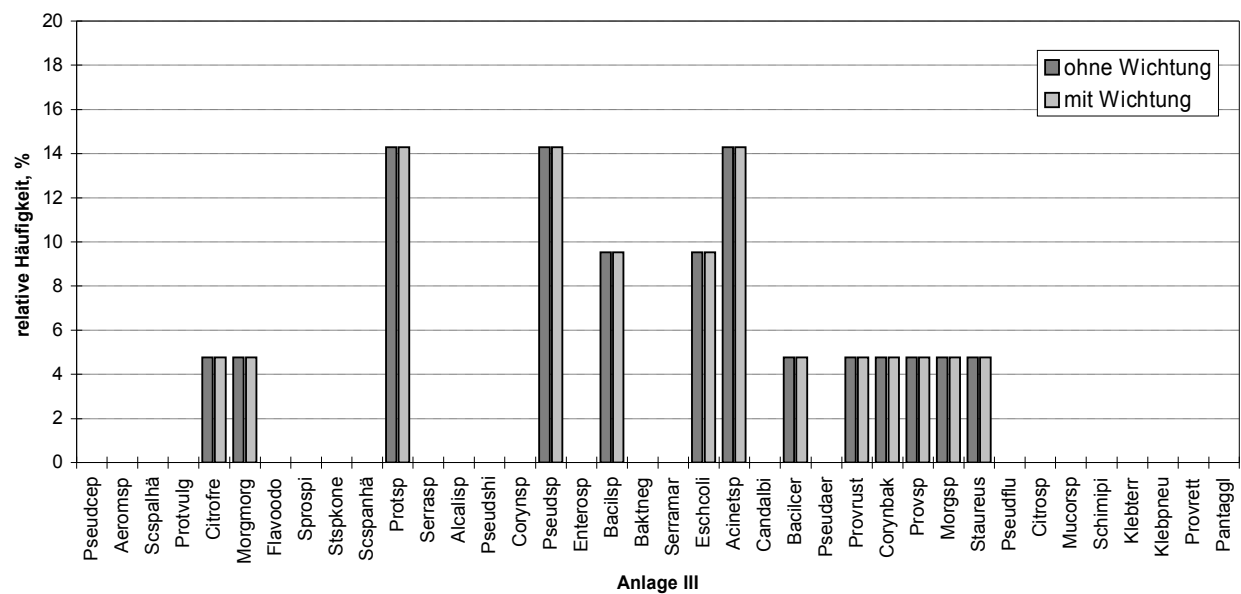
Bemerkenswert ist in Anlage I der durch die beschriebene Wichtungsprozedur stark erhöhte Anteil der Sproßpilze von 13,9% auf 18,1%, was dazu führte, daß diese nunmehr die  $\alpha$ -hämolisierenden Streptokokken von Platz eins der am häufigsten nachgewiesenen Keimtypen ablösten. Für die Anlage II bedeutete das, daß nach wie vor koagulasenegative Staphylokokken und *Serratia marcescens* die am meist vertretenen Keimtypen widerspiegelten, nun allerdings mit einer modifizierten relativen Häufigkeit von 16,6% (ungewichtet: 13,5%) bzw. 15,2% (ungewichtet: 13,5%). Sind in den Anlagen I und II noch teilweise deutliche Unterschiede zwischen den ungewichteten und gewichteten relativen Häufigkeiten zu sehen gewesen, so war dies in Anlage IV weniger auffällig zu beobachten. Mit nur marginalen Erhöhungen von 12,8% auf 14,0% und 7,7% auf 8,1% bei koagulasenegativen Staphylokokken und *Bacillus* spp. gab es keine außergewöhnlichen Unterschiede zwischen den ungewichteten und gewichteten Befunden. Gar keine Unterschiede waren für das Waschwasser des Biowäschers (Anlage III) eruierbar. Diese Beobachtung fußte auf den Umstand, daß das Waschwasser jederzeit für jeden bestimmten Keimtyp mittelgradig mikrobiologisch kontaminiert war und somit die Wichtung keine Auswirkungen auf die relativen Häufigkeiten hatte.



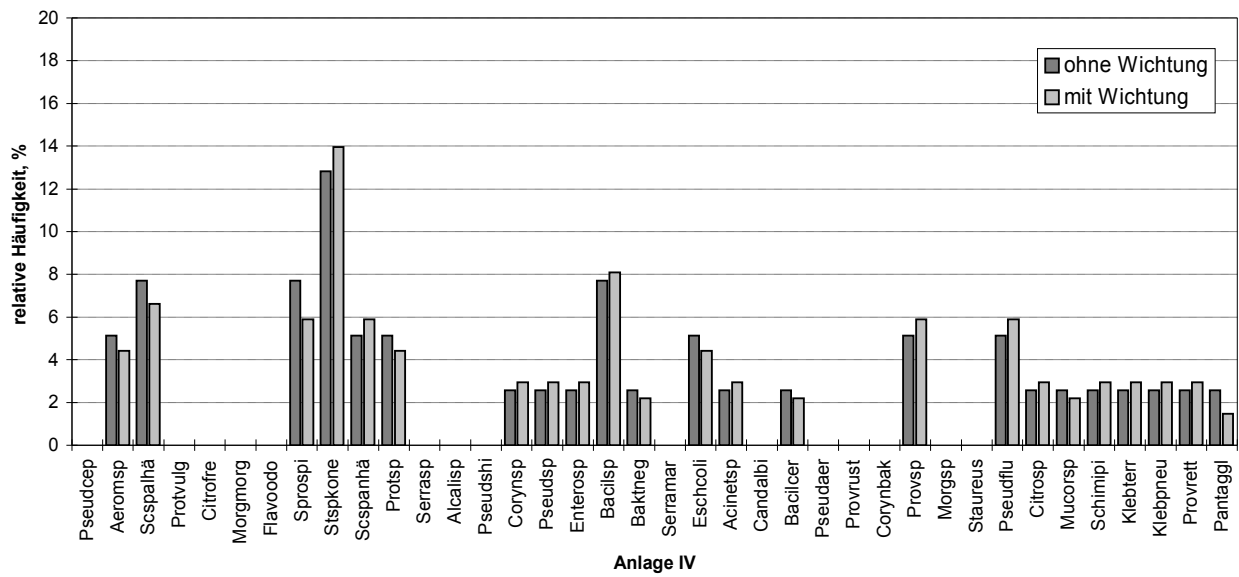
**Abb. 49:** Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage I. Abkürzungen gemäß Tab. 17.



**Abb. 50:** Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage II. Abkürzungen gemäß Tab. 17.



**Abb. 51:** Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage III. Abkürzungen gemäß Tab. 17.



**Abb. 52:** Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage IV. Abkürzungen gemäß Tab. 17.



# Kapitel 5

## Diskussion

	Seite
5.1 Methodenreflexion.....	5-2
5.1.1 Impingement versus Filtration.....	5-3
5.1.2 Rohgas: Probenahme im Stall und Abluftkamin.....	5-6
5.1.3 Reingas: Benutzbarkeit von Probenahmetonnen.....	5-16
5.1.4 Quellennachweis.....	5-20
5.2 Umwelthygiene.....	5-25
5.2.1 Abscheideumfänge der untersuchten Anlagen.....	5-27
5.2.2 Einflüsse und Folgen auf das Abscheideverhalten.....	5-31
5.2.3 Die Rolle der Anlagen im Emissionsgeschehnis.....	5-44
5.2.4 Quellennachweis.....	5-71
5.3 Arbeitshygiene.....	5-94
5.3.1 Biofilter.....	5-100
5.3.2 Naßabscheider.....	5-102
5.3.3 Allgemeine Mikrobiologie des Waschwassers.....	5-103
5.3.4 Spezielle Mikrobiologie des Waschwassers.....	5-107
5.3.4.1 Gram-Negative Bakterien.....	5-108
5.3.4.2 Gram-Positive Bakterien.....	5-125
5.3.4.3 Endotoxine.....	5-130
5.3.4.4 Pilze und Hefen.....	5-133
5.3.5 Expositionsgleichnisse zu anderen Anlagentypen ..	5-138
5.3.5.1 Waschwasser versus Abwasser.....	5-138
5.3.5.2 Aerosole und Inhalationsrisiken.....	5-140
5.3.6 Besiedlungswahrscheinlichkeit für andere gesundheitsrelevante Mikroorganismen.....	5-163
5.3.6.1 <i>Legionella</i> spp.....	5-164
5.3.6.2 <i>Leptospira</i> spp.....	5-173
5.3.6.3 <i>Mycobacterium</i> spp.....	5-180
5.3.6.4 Viren.....	5-183
5.3.7 Quellennachweis.....	5-185
5.4 Tierproduktionshygiene.....	5-232
5.4.1 Zoonoseerreger und Lebensmittelsicherheit.....	5-233
5.4.2 Mikrobielle Interaktion zwischen Stall und Abluftreinigungsanlage.....	5-241
5.4.3 Quellennachweis.....	5-251

## 5.1 Methodenreflexion

*Probenahme als  
Eingriff in die  
Partikelintegrität*

Das Sammeln physisch faßbarer Bestandteile, die in einer Gasphase wie der Luft dispergiert sind, erfordert den Einsatz geeigneter Probenahmeverrichtungen, die möglichst effizient und unverfälscht die Partikel kumulieren und für die anschließende Analyse konservieren. Besonders bei Mikroorganismen gilt es dabei, ihre Vermehrungsfähigkeit aufrechtzuerhalten, sofern kulturelle Analyseverfahren im Anschluß an die Probenahme angewandt werden sollen. Nicht unerwähnt bleiben darf, daß die Kultivierung je nach Vitalitätsgrad der gesammelten Keime regelmäßig zu einer mengenmäßige Unterschätzung führen wird, da eine vollständige Vereinzelung (d.h. Agglomerate können aufgelöst werden) und die Erfüllbarkeit der unterschiedliche Wachstumsansprüche unter den Keimen nur schwer zu erreichen ist (z.B. SHAHAMAT *et al.* 1997). Vergleiche zwischen Kultivierung und molekularbiologischen Verfahren zeigen diese Situation deutlich auf (z.B. FALLSCHISSEL *et al.* 2008a).

*Interferenzen  
zwischen belebten  
und unbelebten  
Bestandteilen*

Selbst bei unbelebten Bestandteilen wie den Endotoxinen darf hier ebenfalls keine streuungsfreie Ergebnisermittlung erwartet werden. Trotz vorliegender Normen (DIN EN 13098 2001, DIN EN 14031 2003) ist der Ausgang von Endotoxinbestimmungen größeren Unvorhersehbarkeiten ausgesetzt als es bei Analysen von eindeutig ansprechbaren chemischen Substanzen zu erwarten ist. SPAAN *et al.* (2008a) nennt dafür u.a. als Gründe die Weitervermehrung von Mikroorganismen auf dem Probenahmefilter wie auch in Extraktionslösungen oder die Reaktion mikrobieller Produkte mit der Bestimmungsmethode. Darüber hinaus lassen sich teilweise Einflüsse von Seiten der verwendeten Sammelfiltertypen, der Transportbedingungen, der eingesetzten Extraktionslösungen und deren Zusatzstoffe, der Temperatur bei Lagerung von Proben und Extrakten oder auch der Staubherkunft aufzeigen (SPAAN *et al.* 2007, SPAAN *et al.* 2008b). Ob Proben frisch oder zuvor gefroren analysiert werden, vermag zusätzlich einen Ergebniseinfluß auszuüben wie auch das benutzte Extraktionsvolumen. Neben diesen Feststellungen konnten LIEBERS *et al.* (2007) zwischen verschiedenen Anbietern des chromogen-kinetischen LAL-Tests ebenso signifikante Unterschiede bestimmen. Trotzdem muß der LAL-Test als das meist akzeptierte Analyseverfahren für Endotoxine gelten, wobei der hier bei den Untersuchungen eingesetzte chromogen-kinetische LAL-Test als besonders sensitiv hervorzuheben ist (LIEBERS *et al.* 2006).

*LAL-Tests*

*Gibt es einen  
Goldstandard ?*

Bei der Vielzahl der bekannten und nach ganz unterschiedlichen Verfahrensprinzipien arbeitenden Sammelapparaturen (BUTTNER *et al.* 2002, siehe hierzu auch Kap. 2.5) muß klar sein, daß es keinen „Goldstandard“ gibt, der allen Ansprüchen an die physikalische und biologische Sammeleffizienz gerecht wird. Unterschiedliche Partikelgrößen, Stressoren für Keime oder auch Luftbewegungen im Umfeld der Probenahme variieren nach Ort und Zeit und machen die angetroffenen Rahmenbedingungen nicht vollends vorhersagbar und damit beschreibbar, so daß jede Probenahme im Grunde einen meßmethodischen Kompromiß darstellt. Sowohl unter Labor- als auch Feldbedingungen lassen sich daher Ergebnisabweichungen zwischen unterschiedlichen Probenahmemethoden feststellen (JENSEN *et al.* 1992, PAHL *et al.* 1997, THORNE *et al.* 1992), was eben nicht nur als Ausdruck unterschiedlicher Sammeleffizienzen gewertet werden darf. Der Komplexität und dem methodischen Umfang von Bioaerosolbestimmungen Rechnung tragend, können nur einige ausgewählte Aspekte in der Methodenreflexion behandelt werden. Für einen weiterführenden und vertiefenden thematischen Einblick sei daher z.B. auf DUNGAN und LEYTEM (2009) verwiesen.

*Erwartung an  
die Methoden-  
reflexion*

### 5.1.1 Impingement versus Filtration

*Verfügbarkeit  
von VDI-Richt-  
linien*

*Stressempfind-  
lichkeit als  
Wegweiser für  
Sammelmethoden*

*Impingement für  
Keime allgemein*

*...und mit Un-  
empfindlichkeit  
gegenüber  
feuchtem Milieu*

*Methodeneinsatz  
nach Lage vor  
Ort entscheiden*

Das Impingement und die Filtration gehören zweifelsohne zu den gängigsten Methoden bei der Probenahme luftgetragener Partikel. Der Wunsch nach einem Probenahmesystem mit über alle Partikelcharakteristika hinweg gleich guten Sammeleigenschaften erfüllen aber auch diese beiden besagten Verfahren nicht vollends. Dies zeigt sich ganz offensichtlich auch in der VDI-Richtlinie 4252 Blatt 2 (2004) und Blatt 3 (2008) über die aktive Probenahme von Bioaerosolen. Danach wird zwischen der Abscheidung von Schimmelpilzen auf Filtern und der von Bakterien in Impingern klar getrennt. Der Grund hierfür wird in der Sicherstellung einer hohen biologischen Sammeleffizienz in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Zielobjekte gesehen. FALLSCHISSEL *et al.* (2008b) zitieren als ein zu berücksichtigendes Merkmal die unterschiedliche Stressresistenz gegenüber Austrocknungen, die während der Probenahme auf Filtern besonders für Gram-negative Bakterien ausgeprägt sind. Trotzdem wird versucht durch Anpassungen der Sammelzeiten, das Filtrationsverfahren für die Gewinnung von aerogenen Bakterien und Pilzen gleichermaßen zu nutzen (BLOMBERG u. RIEGER 2008). Um dennoch der Gefahr der letal wirkenden Austrocknung von Keimen entgegen zu wirken, können derart defizitäre Auswirkungen durch die Auffangflüssigkeit des Impingements kompensiert werden, wodurch es gelingt, ein größeres Spektrum an wiederfindbaren und vermehrungsfähig bleibenden Bakterien und Pilzen abzudecken als dies mit anderen Methoden möglich ist (LI *et al.* 1999, THORNE *et al.* 1992). Das hier gewählte Impingement für die mikrobielle Anlagenbeprobung muß daher nicht nur als adäquat angesehen werden, sondern auch als alternativlos, weil damit zu rechnen war, daß auf der Reingasseite die hohen Luftfeuchtigkeitsgehalte nicht zu beherrschende Meßartefakte durch die Filtrationsmethode verursacht hätten (siehe Kap. • 3.9). Anhaltspunkte hierfür finden sich bei GEBUREK *et al.* (2005). Konnten die Autoren bei rohgasseitigen Vergleichsmessungen zwischen Filtration und Impingement gleiche Größenordnungen an bakteriellen Ausbeuten mit deutlich positiver Korrelation feststellen, war eine derartige Vergleichsmessung auf der Reingasseite jedoch von einer markanten Mehrausbeute durch das Impingement und von einer weitaus geringeren, nunmehr negativen Korrelation geprägt gewesen. Dies spricht für eine gewisse Nichtbeherrschbarkeit der Probenahmebedingungen auch wenn die Autoren die Ursache ebenso in der Analytik sehen. Die gehörige Anreicherung des Reingases mit Wasser im Zuge der Rohgaskonditionierung ist sicherlich eine wesentliche luftphysikalische Merkmalsänderung des Abluftstromes in einer BioAbluftRA, so daß die Vermutung nahe liegt, daß mögliche Abschwemmungs- und Verschleppungseffekte eine gewisse Zufälligkeit der Keimausbeute bedingt haben könnten, was sich wiederum in der wenig straffen Beziehung zwischen Filtrations- und Impingementwerten auf der Reingasseite widerspiegelt.

Derartige Unwägbarkeiten scheinen jedoch keine Rolle bei den Untersuchungen von SCHARF (2004) gespielt zu haben, die an einer BioAbluftRA roh- und reingasseitig die Filtrationsmethode für die massebezogene Staubbestimmung eingesetzt hat. Durch die direkte Plazierung der Staubsammelvorrichtung vor dem Ventilator der BioAbluftRA in der Außenluft und ohne Abschirmung durch eine Probenahmehaube, vermochte eine aus der BioAbluftRA an die Versuchsaufbauten herangetragene Luftfeuchtigkeit wohl keine unbeherrschbaren Probenahmekautelen verursacht zu haben.

*Gewinnung von  
Staubmasse aus  
Impingerlösung  
wenig erfolgreich*

Gesetz dem Fall, daß es beim Streben nach einer massebezogenen Staubdetektion dennoch zu feuchtigkeitsbedingten Problemen in den Filtrationsvorrichtungen kommen kann, hätten die Überlegungen zur Gewinnung gesammelter Staubpartikel in Impingerflüssigkeiten durch anschließende Filtration und Trocknung einen Weg in Richtung nachträglicher Massebestimmung von luftgetragenen Stäuben aufzeigen können (siehe Kap. • 3.9). Wenig verheißungsvoll sind die entsprechenden Validierungsversuche zu diesem Ansinnen verlaufen (siehe Kap. • 4.1), so daß derartige Manipulationen als wenig zielführend gelten und überdies Meßartefakte durch die Handhabung verursachbar sind (z.B. Druckunterschiede bei manueller Filtration und dadurch auslösbare unterschiedliche Partikelselektionen bei der Filterpassage).

*Optimierung der  
Flußrate des  
AGI-30*

Sehr aufschlußreich dagegen sind die Optimierungsversuche zur Veränderlichkeit der Flußraten beim Impingement verlaufen (siehe Kap. • 4.1). Die Reduktion der Standardflußrate von  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  auf einen Sollwert von  $10,5 \text{ l min}^{-1}$  hat sehr deutlich zeigen können, daß die Ausbeute kultivierbarer Mikroorganismen und Endotoxine gesteigert werden konnte, auch wenn für Partikel teilweise Defizite hingenommen werden mußten, die allerdings nur spezifisch in Anlage II auftraten und allgemein hin nicht durch eine generell veränderte physikalische Sammeleffizienz erklärt werden können. Die Richtigkeit der Flußratenminderung bereits zu Beginn der Routinebeprobungen in den Anlagen wird durch die Ergebnisse von GRINSHIPUN *et al.* (1997) unterstrichen, die gegenüber einer Flußrate von  $10 \text{ l min}^{-1}$  einen signifikanten Effizienzverlust von 10 bis 20% bei  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  fanden und dies mit dem Auftreten einer Re-Aerosolisierung im Impinger begründen, wodurch vormals abgeschiedene Partikel dem Druckgefälle der angeschlossenen Pumpe folgend abgesogen werden. Hinzu kommt, daß die geringere Flußrate zu einer verbesserten biologischen Sammeleffizienz beiträgt, da vermutlich die mechanischen Stresseinflüsse minimiert werden konnten, was sich günstig auf den Zustand der Vermehrungsfähigkeit von Keimen auswirkt. Gerade bei Gram-negativen Bakterien können durch das Standardimpingement Zellschäden ausgelöst werden, die nicht immer durch eine über Kultivierungsverfahren bedingte Revitalisierung der Bakterien kompensierbar sind (TERZIEVA *et al.* 1996).

*Duale Verwen-  
dung des  
Partikelzähl-  
gerätes*

Mit der Entscheidung das Impingement zum Probenahmesystem für die Untersuchungen zu machen, ist zwangsläufig auch die Frage verbunden, wie eine von der Gasphase losgelöste alternative Partikelzählung erfolgen kann, nachdem die entsprechenden Validierungsversuche zur indirekten Staubmassengewinnung keine brauchbaren Ergebnisse lieferten. Das hier verwendete Partikelzählgerät für die Erfassung von in Flüssigkeiten suspendierten Partikeln gewährleistete eine von den feuchten Umgebungsbedingungen unabhängige Detektion der gesammelten Partikel und verband damit jenen Vorteil mit der Zählbarkeit und Größenklassifizierung von Partikeln im Prozeßwasser der BioAbluftRA.

*Muß die Suspen-  
dierung von  
Partikeln als  
fehlerhaft gelten ?*

Die Verbringung luftgetragener Partikel in eine Flüssigkeitsphase wie die des Impingers kann potentielle Veränderungen der physikalischen Merkmale der Partikel nach sich ziehen. Zu nennen wären insbesondere etwaige hygroskopische Eigenschaften, die auf eine Änderung des Partikeldurchmessers hinwirken. Auf den ersten Blick spiegelt daher die flüssigkeitsgebundene Partikelzählung nicht die realen Zustandsgegebenheiten des Partikelarsenals im Rohgas wieder, doch angesichts der gemessenen Reingasfeuchten in den Probenahmetonnen von 95% und mehr ist eine partikelassoziierte Hygroskopizität ins Auge zu fassen, die

### Hygroskopische Partikeleigen- schaften

### ...bedingen ein verändertes Ver- halten im Atem- trakt

günstigenfalls in der Impingerflüssigkeit aufrechterhalten und bei der hier gewählten Partikelzählung und -klassifizierung berücksichtigt wird. Die Richtigkeit der hier gewählten methodischen Vorgehensweise läßt sich an den Ergebnissen von REPONEN *et al.* (1996) ablesen, die bei Pilzsporen ein hygroskopisches Größenwachstum von ursprünglich 1,8 µm auf 2,3 µm feststellten, wenn die relative Luftfeuchtigkeit von 30% auf nahezu 100% anstieg. Auch MADELIN und JOHNSON (1992) haben ein feuchtigkeitsausgelöstes Sporengrößenwachstum zwischen 2,2% und 15% nachweisen können. Eine derartig partikuläre Volumenzunahme ist zudem Spiegelbild der Situation im Atemtrakt, wo es durch Befeuchtung der Einatemluft ebenfalls zu Partikelgrößenänderungen kommt und folglich das pulmonale Penetrations- und Depositionsverhalten der inspirierten Partikel beeinflusst wird (BRODAY u. GEORGOPOULOS 2001). So führt beispielsweise eine 27%-ige Sporengrößenzunahme von *Cladosporium* spp. zu einer 20-30%-igen Zunahme der respiratorischen Deposition jener Sporen (REPONEN *et al.* 1996) und LEE *et al.* (2002) beobachteten oberhalb von 85% relativer Luftfeuchtigkeit ein signifikantes Größenwachstum bei *Escherichia coli* (+34%) und *Bacillus subtilis* (+16%), was eine geschätzte Mehrdeposition im Atemtrakt von 40% bzw. 20% nach sich zieht. Insofern kann die flüssigkeitsbasierte Partikeldetektion eher die intrapulmonale Situation widerspiegeln als dies durch das Sammeln „trockener“ Aerosole in „trockenen“ Sammelgeräten möglich gewesen wäre. Das gilt folglich auch für die Proben auf der Rohgasseite.

### Wasserlösliche Komponenten entgehen der Detektion

Außer von wasserunlöslichen Bestandteilen muß zudem von der Existenz wasserlöslicher Komponenten in Aerosolen ausgegangen werden, die im trockenen Zustand als Partikel vorliegen (z.B. Salze), in der wäßrigen Phase der Sammelvorrichtung ganz oder teilweise dann aber in Lösung gehen und sich daher einer Partikelzählung mit dem hier verwendeten Gerät entziehen. Eine geringere quantitative Ausbeute wie auch eine Verschiebung relativer Häufigkeiten zwischen den Partikelgrößenklassen könnten die Folge sein und das selbst bei einem löslichen Anteil des Staubes von nur 27% im wäßrigen Medium (HAHNE 2009). Offensichtlich als Kristalle und damit als potentiell wasserlöslich anzusprechende Strukturen im Staub können sich zudem als nahezu unlöslich entpuppen und bestimmte Staubherkünfte selektiv prägen, so daß eine allgemeingültige Ableitung über das Löslichkeitsverhalten von Stäuben aus Ställen mit unterschiedlichen Nutztierarten als schwierig anzusehen ist. Sehr markant trifft dies beispielsweise auf die nahezu unlösliche Harnsäure zu, die AARNINK *et al.* (1999) kristallerstarrt im Staub von Jungmasthühnerställen mit mehr als 10% Gesamtanteil ausmachten, eine solche Harnsäure aber kaum Bedeutung in Stallstäuben der Haussäugetiere hat.

### Impingement als Garant für Endotoxin- kumulation

Abgesehen vom Abscheidevermögen von Keimen und Staubpartikeln in Impingern, bedarf es zu guter letzt der Klärung, ob die besagte flüssigkeitsbasierte Probenahmeapparatur ebenso für die Endotoxinkumulation tauglich ist, da jene üblicherweise auf Filtern erfolgt (BGIA 2002). Im Vergleich zum Impingement konnten ZUCKER *et al.* (2000) über das Filtrationsverfahren zwischen 49,6% und 91,8% der Luftgehalte an Endotoxinen in Schweine- und Kälberställen feststellen und führen dies mit darauf zurück, daß eine vollständige Endotoxinextraktion von Filtern nicht gelang. Impingerflüssigkeiten dagegen können unmittelbar mit dem LAL-Test analysiert werden. Diese Beobachtung steht im Einklang mit den Ergebnissen von DUCHAINE *et al.* (2001), die das Impingement für eine akzeptable Quantifizierungsmethode luftgetragener Endotoxine und Mikroorganismen gleichermaßen halten und daher den zusätzlichen Einsatz der Filtration für die Endotoxinbestimmung als unnötig erachten.

### ...und von Keimen



### 5.1.2 Rohgas: Probenahme im Stall und Abluftkamin

*Out stack-  
Beprobung vs.  
Stallmessung*

Die Grundlage für die Ermittlung der Rückhalteeffizienzen aller untersuchten BioAbluftRA bildeten die Bilanzierungen zwischen den stallraumgebundenen Probenahmen und denen im Reingas. In Anlage III bestand die Möglichkeit, Erfahrungen für eine *out stack*-Beprobung mit einem gewöhnlichen AGI-30 in Verbindung mit einer eigens dafür konstruierten Probenahmesonde (siehe Abb. 21) zu sammeln. Diese zusätzlichen Messungen im herkömmlichen Abluftkamin sollten der Ermittlung einer etwaigen Gleichwertigkeit der Befundungen zwischen den Probenahmepositionen im Stall und der Teilstromentnahmeposition im Kamin dienen. Zu diesem Zweck wurden die Partikelausbeuten untereinander verglichen und Abweichungen zwischen den beiden simultan vermessenden Probenahmeorten berechnet. Unter Berücksichtigung dieser Berechnungen wird der Versuch unternommen, systematisch die Ursachen für die aufgedeckten defizitären Partikelausbeuten entlang des von den Partikeln genommenen Weges im Abluftkamin über die Probenahmesonde bis zur Einlaßöffnung des AGI-30 zu beschreiben und mit Daten zu unterlegen.

*Gründe für den  
Vergleich  
zwischen Stall-  
position 1 und  
Abluftkamin*

Die Höhe eines mittleren Verlustes läßt sich zunächst durch Bilanzierung der partikulären Luftgehalte zwischen Stall und Abluftkamin errechnen. Hierzu werden die Konzentrationen an der Probenahmeposition 1 im Stall mit denen im Abluftkamin verglichen. Die Probenahmeposition 1 wurde als Referenz aufgrund der räumlichen Nähe zum Abluftkamin gewählt, so daß die aus dieser Umgebung angesogene Stallluft am ehesten unverändert den Eintrittsbereich des Abluftkamins erreicht (siehe Appendix C). Die Mittlung der Probenahmepositionen 1 und 2 hätte u.U. eine quantitative Verzerrung bei der Bilanzierung ergeben können, obwohl selbst bei einer Entfernung von 4 m zwischen den Probenahmepositionen 1 und 2 im Stall keine signifikanten Unterschiede in den Luftgehalten aller untersuchten partikulären Bestandteilen festzustellen waren. Trotzdem lagen die faktoriellen Unterschiede an den Probenahmepositionen 1 und 2 für die untersuchten Partikelkomponenten zwischen 1,3 und 1,9. Nur für Endotoxine zeigten die Medianwerte keinen Unterschied. Für die Gleichmäßigkeit der physikalischen Umfeldbedingungen während der Probenahme sprechen die nicht signifikanten Unterschiede von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit an den Positionen 1 und 2 im Stall.

*Absolute  
Differenzen in  
relativen  
Konzentrations-  
gradienten  
angegeben*

Unter diesen Vergleichsvoraussetzungen drückt **Tabelle 18** zusammenfassend die Höhe des Konzentrationsgradienten (KG) zwischen Stall und Abluftkamin als Prozentzahl aus. Die Grundlage der Berechnungen lautet:

$$KG = \frac{C_K - C_S}{C_K} \cdot 100 \quad (5)$$

*kleine Partikel  
kleine, große  
Partikel große  
Gradienten*

mit  $C_K$  und  $C_S$  als partikuläre Konzentration im Kamin bzw. im Stall. Nach dieser Kalkulation waren für alle genannten Luftfaktoren durchweg deutlich geringere Gehalte im Abluftstrom festzustellen. Die relativen Abnahmen betrugen 65% für thermotolerante Pilze bis 217% für Gesamtkeime. Ein genaueres Bild über die defizitären Partikelausbeuten im Abluftkamin zeigt die partikelgrößenselektive Aufschlüsselung der prozentualen Abweichungen. Es ist dabei klar zu erkennen, daß mit zunehmender Partikelgröße die Abweichungen zwischen etwa 43% der bis zu 1 µm und mehr als 1.800% der bis zu 50 µm großen Partikel schwanken,



obgleich über alle Partikelklassen summiert, die Konzentrationsabweichung der Gesamtpartikel bei einem vergleichsweise niedrigeren Niveau von knapp 69% liegt.

**Tabelle 18.** Zusammenfassung der ermittelten Konzentrationsgradienten zwischen Stall und Abluftkamin in Anlage III. Negative Zahlenwerte drücken den prozentualen Grad der absoluten Konzentrationsabnahme in Richtung Abluftkamin aus.

Luftfaktor		Konzentrationsgradient zwischen Stall und Abluftkamin (%)
Partikel-total		-68,5
Partikelklassen:		
1:	0,7 - 1 µm	-42,7
2	1 - 2 µm	-58,2
3	2 - 3 µm	-51,2
4	3 - 5 µm	-52,7
5	5 - 7 µm	-97,6
6	7 - 10 µm	-194,6
7	10 - 15 µm	-522,1
8	15 - 20 µm	-1.334,0
9	20 - 30 µm	-1.897,7
10	30 - 50 µm	-1.842,0
11	50-100 µm	n.k.
12	100-120 µm	n.k.
Gesamtkeime		-217,3
mesophile Pilze		-145,5
thermotolerante Pilze		-65,1
Endotoxine		-68,4

n.k.: nicht kalkulierbar, weil roh- und/oder reingasseitig kein Faktor nachgewiesen werden konnte.

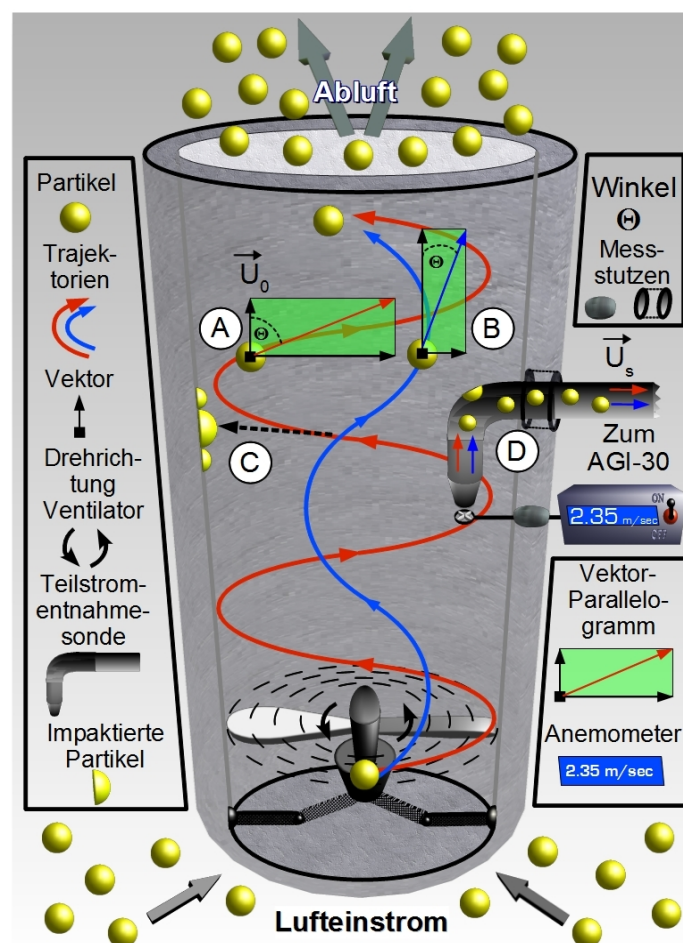
*Isoaxiale und  
isokinetische  
Bedingungen  
eingehalten ?*

Die Gründe für die nachgewiesenen Abweichungen zwischen Stall- und Abluftkaminmessungen können durch inadäquate Probenahmebedingungen auftreten, wie sie in der **Abbildung 53** illustriert sind. Dazu gehört das Nichteinhalten von isokinetischen und isoaxialen Versuchsbedingungen (= trajektorienbedingte Partikelverluste) durch den Verzicht entsprechender Vorrichtungen und Vorgehensweisen gemäß den Grundsätzen der VDI 2066 Blatt 1 (2006) oder anderer Meßempfehlungen (BUWAL 2001). Ferner sind die Partikel mechanisch durch die Sogkraft des Ventilators, deren Kontakt mit dem Ventilator selbst und durch ihre Beschleunigung und Verwirbelung im Abluftkamin außer zufälligen Nukleations-

Arten von  
Partikelverlusten  
im Kamin

Transportverluste  
in der Sonde

und Denukleationsvorgängen gerade auch Impaktions- und Interzeptionsverlusten am Ventilator und im Kamin ausgesetzt, so daß kaminassoziierte Depositionen von Partikeln in Rechnung zu stellen sind (= kaminbedingte Partikelverluste). Hinzu kommen Diffusionsvorgänge, die ebenfalls zu Partikelablagerungen im Kamin führen können und umso größer ausfallen je kleiner der Kamindurchmesser und das Partikel ist. Obgleich SCHMITT-PAUKSZTAT (2006) diese Diffusionsvorgänge als Wandverluste bezeichnet, scheint es gerechtfertigt zu sein, ebenso die strömungsmechanisch verursachten, kaminbedingten Partikelverluste dem Begriff des Wandverlustes zuordnen zu dürfen. Partikeleinbußen treten natürlich auch im Probenahmesystem selbst auf, wo die Partikel relativ lange und teilweise gekrümmte Transportstrecken in der Probenahme-sonde bis zum AGI-30 überwinden müssen (= meßapparatebedingte Partikelverluste).

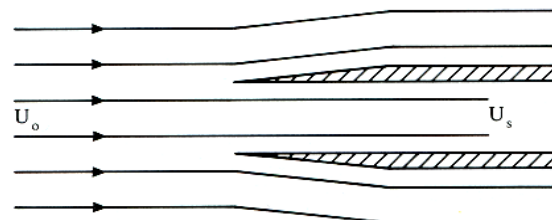


**Abb. 53:** Zwangsventilierter Abluftkamin mit idealisierten Trajektorien als Ausdruck verschiedenen Flugbahnverhaltens von Partikeln unter dem Einfluß der kaminseitigen Strömungsgeschwindigkeit  $U_0$ . Die Vektorparallelogramme deuten als Momentaufnahme die örtlich verschiedenen anzutreffenden Bewegungssituationen der Partikel an, was insbesondere eine isoaxiale Probenahme (Aspirationswinkel  $\Theta = 0^\circ$ ) negiert (A und B). Impaktions- und diffusionsbedingte Ablagerungen an der Kamininnenoberfläche (C) dünnen umständehalber die mit dem Luftstrom in den Kamin eintretende Partikelfracht aus. Das *Set-up* der Probenahmeapparaturen (Sonde und Anemometer) als Voraussetzung für eine adäquate Teilstromentnahme mit der Strömungsgeschwindigkeit  $U_s$  (D).

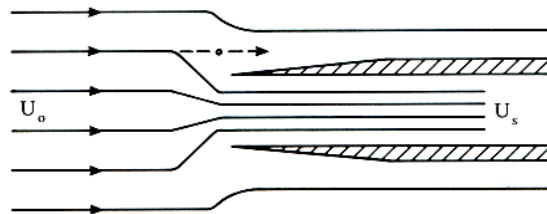
Verhältnis  
Abluftstrom vs.  
Teilstrom-  
entnahme

Super- und sub-  
isokinetische  
Sammlung

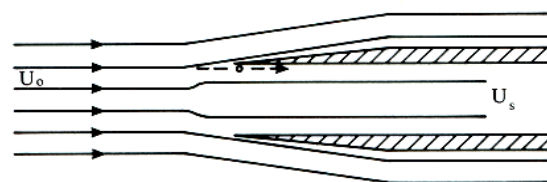
Um den Ursachen der Partikelverluste näher auf den Grund zu gehen, ist es zweckmäßig die Vorortbedingungen nach Probenahmetagen getrennt näher zu charakterisieren, um etwaige Korrelationen zwischen den erhobenen Befunden herzustellen. Dabei ist der bereits gemachte Hinweis auf die partikelgrößenabhängigen Verlustgrade mit einzubeziehen, da hierüber insbesondere bei Nichteinhaltung isokinetischer Sammelprozeduren partikeldiskriminierende Effekte zu erwarten sind, die bei quantitativen Unterschieden zwischen der mittleren Strömungsgeschwindigkeit des Abluftstromes  $U_0$  und der an der Eintrittsöffnung der Probenahmesonde sogverursachten Luftstromgeschwindigkeit  $U_s$  auftreten. So führt MITCHELL (1995) aus, daß im Falle von  $U_s > U_0$  zu wenig große Partikel gesammelt werden, weil die Partikel aufgrund der relativ größeren partikulären Trägheitskräfte nicht den Stromlinien in das Sammelssystem folgen können. Entsprechend umgekehrt sind die Verhältnisse für  $U_s < U_0$ , bei denen zu viel der größeren Partikel gesammelt werden (Abb. 54).



Isokinetische Probenahme:  $U_s = U_0$



Sammlung zu wenig größerer Partikel:  $U_s > U_0$  (super-isokinetisch)



Sammlung zu vieler größerer Partikel:  $U_s < U_0$  (sub-isokinetisch)

**Abb. 54:** Stromlinienverlauf und Folgen isoaxialer Probenahme eines Aerosols bei identischen und abweichenden Strömungsbedingungen für  $U_0$  und  $U_s$  (MITCHELL 1995).

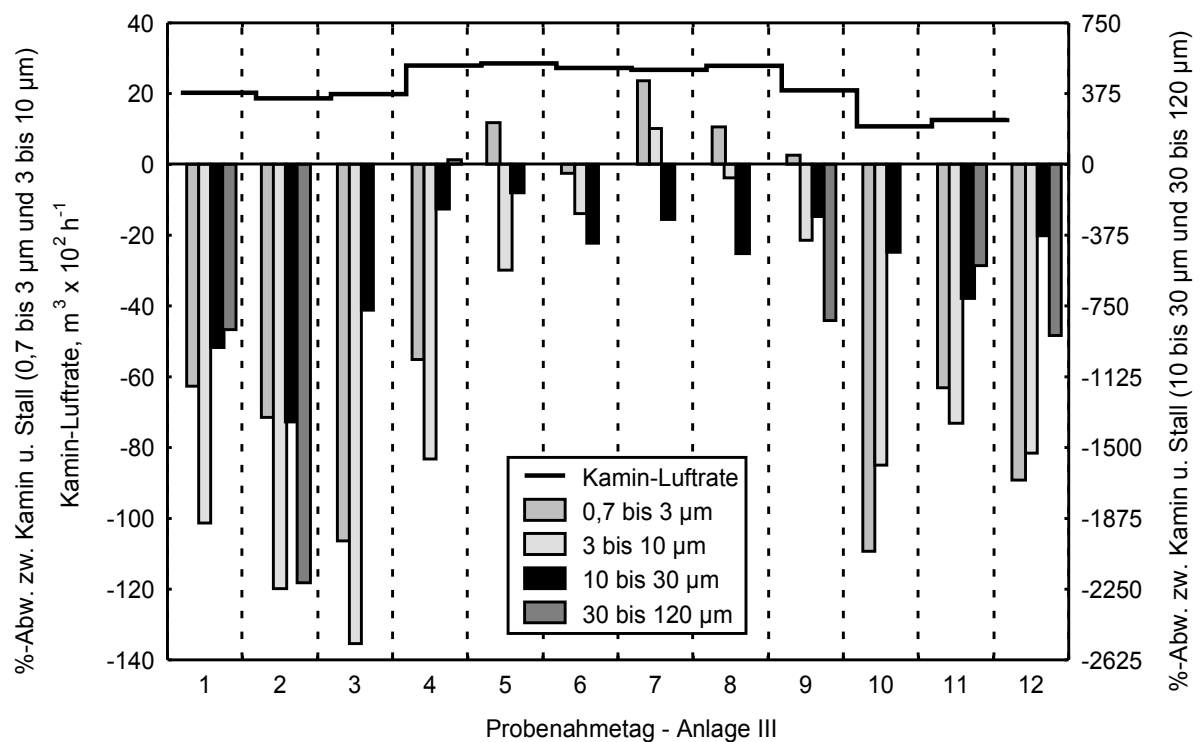
Für eine schrittweise Aufklärung der beobachteten Abweichungen zwischen Stall- und Kaminsituation wird zunächst davon ausgegangen, daß die Probenahmesonde

Assoziation von  
Lufrate und  
Partikelverlust

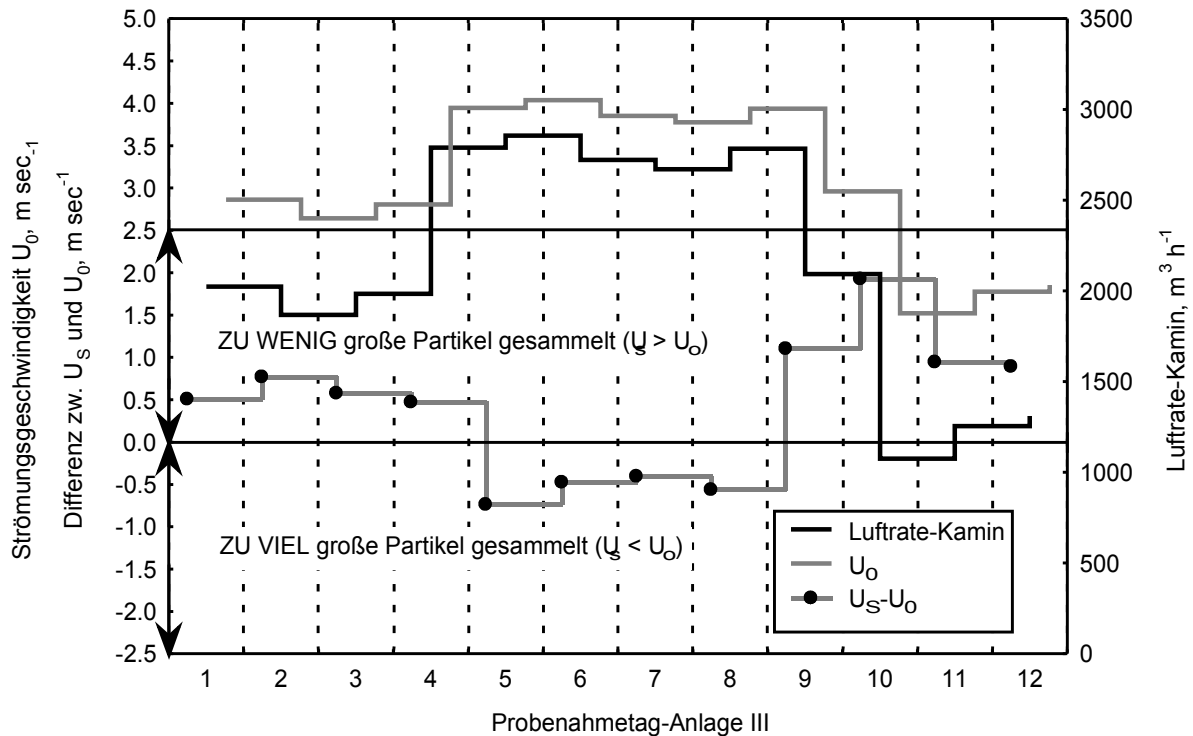
Niedrige Luft-  
rate verursachte  
geringere  
Verluste

Nachvollzieh-  
barkeit der  
Verluste anhand  
von  $U_S - U_0$

wirklich strömungsparallel in den Abluftkamin positioniert worden ist (= isoaxiale Bedingungen). Es müssen sodann quantitative Vergleiche zwischen der mittleren Strömungsgeschwindigkeit des Abluftstromes und der an der Eintrittsöffnung der Probesonde anliegenden Luftstromgeschwindigkeit herangezogen werden. In erster Näherung kann daher eine Gegenüberstellung von der pro Probenahmetag angetroffenen Lufrate und der aufgetretenden partikelgrößenspezifischen Teilchenverluste auf nicht optimale Probenahmebedingungen hinweisen. Hierbei ließ sich offenkundig ein Muster feststellen, das bei niedrigeren Lufraten größere und bei höheren Volumenströmen im Abluftkamin geringere Partikelverluste erkennen ließ. Zudem waren den Trägheitskräften gemäß die größeren Partikel grundsätzlich stärker von den Verlusten betroffen. Beispielsweise waren am 2. Probenahmetag für die in **Abbildung 55** definierten Partikelklassen stetige Steigerungen der Minderausbeuten von -72% bei den bis 3  $\mu\text{m}$ , -120% bei den bis 10  $\mu\text{m}$ , -1.366% bei den bis 30  $\mu\text{m}$  und -2.217% bei den bis 120  $\mu\text{m}$  großen Partikeln zu beobachten gewesen. Obwohl die Spearmann'sche Rangkorrelation nur für die Partikelklasse 0,7 bis 3  $\mu\text{m}$  einen signifikanten Zusammenhang zur Lufrate auswies, ließen die Partikelklassen, die nur geringfügig mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von knapp 11% für Partikel im Bereich von 3 bis 10  $\mu\text{m}$  und von gut 5% für die Partikelgrößen 10 bis 30  $\mu\text{m}$  die Signifikanzschranken verfehlten, einen eindeutigen Trend in Richtung wachsender Partikelverluste bei sinkender Lufrate erkennen. Nach **Abbildung 54** ist daraus zu schließen, daß die Strömungsgeschwindigkeit der Teilstromentnahme relativ zu groß war. Dies kann durch den Verlauf der absoluten Geschwindigkeitsdifferenz ( $U_S - U_0$ ) in **Abbildung 56** tatsächlich nachgewiesen werden.



**Abb. 55:** Verlauf der quantifizierten Partikelverluste im Vergleich zur vorherrschenden Lufrate während der Probenahmetage in Anlage III. Beachte die Bezugnahme der vier Partikelgrößenklassen auf unterschiedliche Y-Achsen.



**Abb. 56:** Darstellung von Lufrate, errechneter Strömungsgeschwindigkeit  $U_0$  und der Geschwindigkeitsdifferenz von  $U_0$  und  $U_s$  im Verlauf der Probenahmetage in der Anlage III sowie deren Folge auf die Sammeleffizienz größerer Partikel. Die Pfeile auf der Abszisse spannen den Differenzbereich für  $U_s > U_0$  und  $U_s < U_0$  auf, der bei  $U_s - U_0 = 0$  Isokinetik bedeuten würde ( $U_s = U_0$ ).

Die bisherigen Erläuterungen haben die Bedeutung einer nicht-isoaxialen Probenahme in den Hintergrund gestellt. Verursacht durch die fehlende Gleichrichtung der Abluftströmung dürften nicht-isoaxiale Bedingungen angetroffen worden sein, die es gilt, in ihren Auswirkungen für die beobachteten Partikelverluste genauso mit zu berücksichtigen wie die Abweichungen von einer isokinetischen Teilstromentnahme. Darüber hinaus tauchen in der Probenahmesonde Verluste während des Partikeltransportes auf, die durch Diffusion, Sedimentation, turbulenzbedingte Trägheitsabscheidung und trägheitsausgelöste Depositionen in gebogenen wie auch in kegelförmigen Röhren verursacht sind. Eine derartige holistische Betrachtungsweise ermöglicht das Computerprogramm *Particle Loss Calculator* (VON DER WEIDEN *et al.* 2009), mit dem eine überschlägige Abschätzung der Partikelverluste während der Kamin- und Biowäscherbeprobung berechnet werden kann. Zu diesem Zweck wurde stellvertretend für alle durchgeführten Versuche an der Anlage III ein typisches Meßwertekontingent des Kamins eines Besuchstages herangezogen, bestehend aus der per Anemometer erhobenen Strömungsgeschwindigkeit ( $3,66 \text{ m sec}^{-1}$ ), der angelegten Flußrate am Impinger ( $10,21 \text{ l min}^{-1}$ ) und des gewählten Öffnungsdurchmessers der Sonde für die Teilstromentnahme (8 mm). Eine solche vergleichbare Situation war auch beim Biowäscher anzutreffen, so daß die kaminassoziierten Kalkulationen ebenso für den Biowäscher genutzt wurden.

*Particle Loss  
Calculator als  
Hilfsmittel*



Eingabedaten  
wie...

Aspirations-  
winkel

Partikeldichte

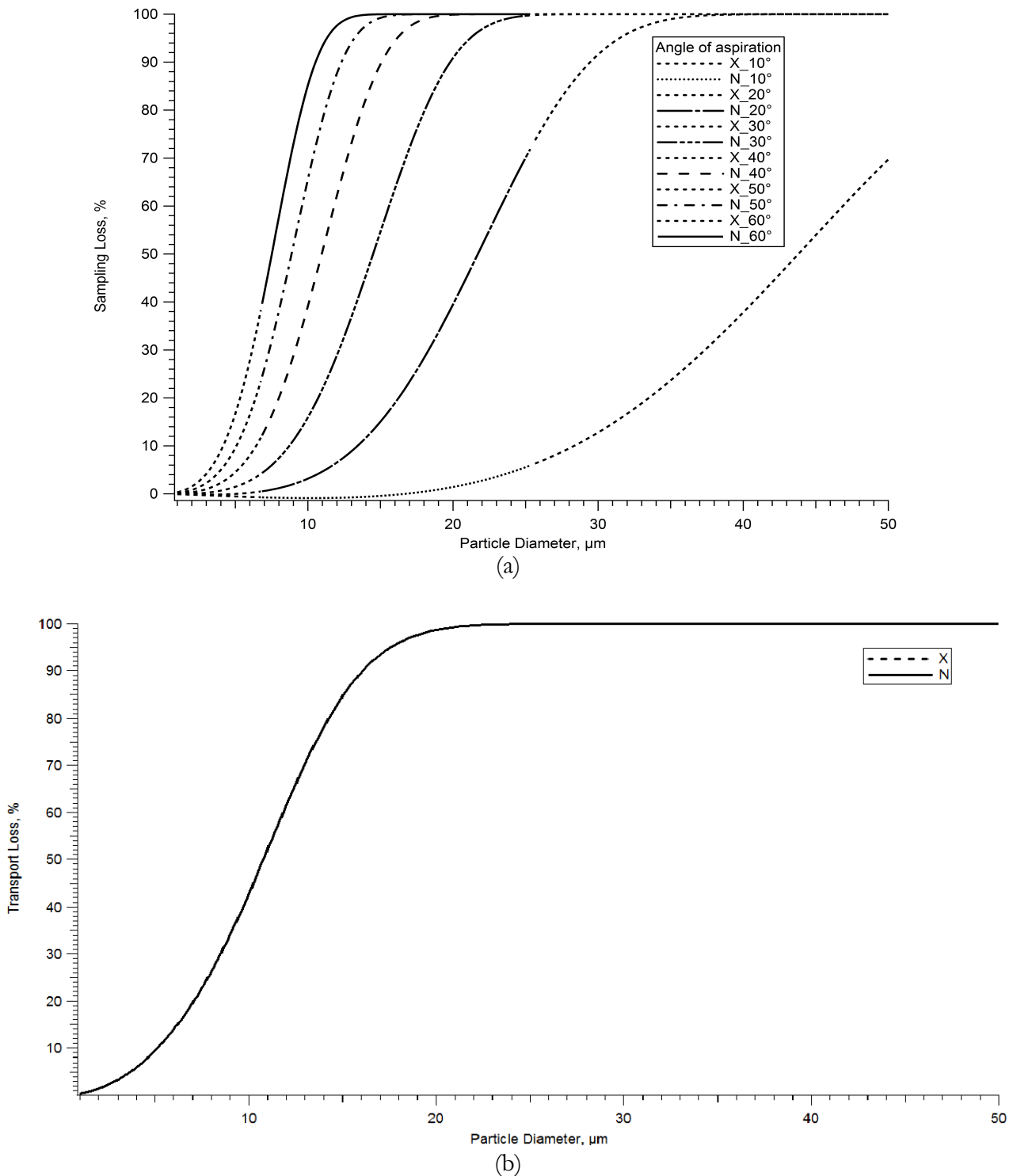
Verlustanteile  
durch  $U_0/U_S$   
und Sonden-  
transport simu-  
lierbar

Prognosewerte  
weichen von  
Versuchs-  
befunden ab

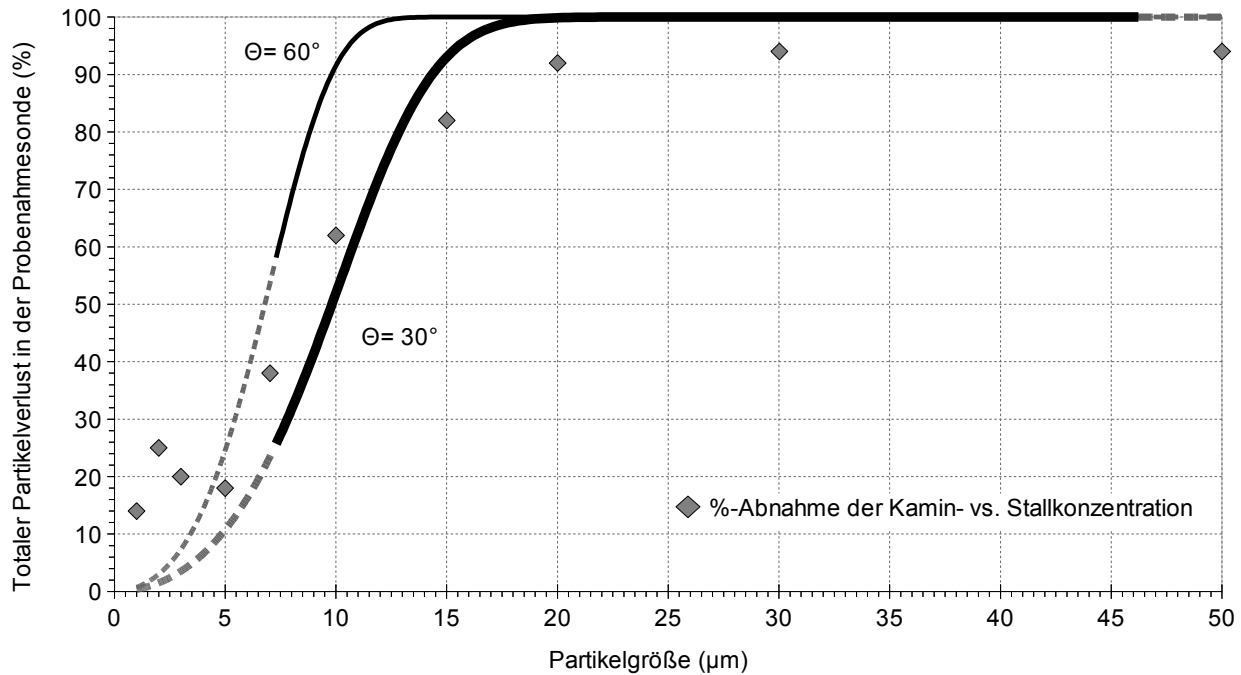
Nicht alle notwendigen Eingabedaten liegen allerdings als Meßwerte vor, so daß gewisse Annahmen getroffen oder plausibel erscheinende Literaturangaben behelfsweise herangezogen werden müssen. Dies trifft auf die Winkelabweichung bei nicht-isoaxialer Messung zu, wonach für die Kaminsituation ein Aspirationwinkel von  $60^\circ$  angenommen wurde, da die relative Nähe der Sonde zum Abluftventilator vermutlich eine intensive, von Wirbelschleppen gekennzeichnete Luftströmung im Umfeld der Sonde zu Tage treten ließ. Auch am Biowäscher erfolgte keine Strömungsgleichrichtung, doch durch den vergleichsweise größeren Abstand zwischen dem Ventilator im Stall und der Probenahmesonde weit über dem Stalldachniveau (siehe Abb. 13) kann mit einer Streckung der Luftwirbel entlang der Abluftführungsstrecke gerechnet werden, so daß vermutlich eine Entschärfung der nicht-isoaxialen Bedingungen eintrat, was in diesem Fall mit einem Aspirationwinkel von lediglich  $30^\circ$  bedacht wurde. Weitere Unsicherheiten ergeben sich in der Benennung einer realistischen Stoffdichte für die Partikel. Obgleich im hiesigen Literaturteil für mikrobiell geprägte Aerosole Dichteschwankungen zwischen 0,9 und  $1,3 \text{ g cm}^{-3}$  genannt wurden, zeigte SCHMITT-PAUKSZTAT *et al.* (2005), daß es Dichteunterschiede selbst zwischen den Partikelgrößenfraktionen von Stallstäuben gibt. Eine derartig differenzierte Dateneingabe kann in der genannten Computeranwendung nicht untergebracht werden. Stattdessen wird für Schweinestallstaub ein allgemeiner Wert von  $1,55 \text{ g cm}^{-3}$  eingesetzt, der zudem einen sog. dynamischen Formfaktor berücksichtigt (SCHMITT-PAUKSZTAT 2006), warum der Formfaktor im Computerprogramm mit dem Wert 1 fixiert wurde. Festgelegt wurde ferner eine kalkulatorisch wahrzunehmende Partikelgrößenspannweite von 1 bis  $50 \mu\text{m}$ , da jenseits dieser Marke die Partikelanzahlhäufigkeit vernachlässigbar klein ist. Da in allen Fällen baugleiche AGI-30 benutzt wurden, werden deren Effizienzverluste nicht weiter berücksichtigt; genauso wenig, wie die etwaigen Verluste entlang des außerhalb und innerhalb des Flüssigpartikelzählers montierten Schlauchsystems, in dem die Flüssigprobe zur Meßzelle des Gerätes befördert wurde.

Unter Zugrundelegung der in **Appendix J und K** zusammengefaßten parametrisierten Werte für den *Particle Loss Calculator* (PLC) werden zunächst die Sammelverluste nicht nur für  $30^\circ$  und  $60^\circ$ , sondern auch für weitere Aspirationwinkel illustriert, um dann die Transportverluste in der Sonde selbst zu verdeutlichen (**Abb. 57**). In einem weiteren Schritt werden beide Verlustszenarien als totaler Partikelverlust angegeben und mit der relativen Abnahme der *in praxi* festgestellten Partikelgehalte zwischen Stall und Abluftkamin verglichen (**Abb. 58**). Dabei läßt sich ein gewisses Muster feststellen, wonach die gemäß dem Computerprogramm prognostizierten Verluste der bis  $5 \mu\text{m}$  großen Partikel vergleichsweise gering sind, die tatsächlich detektierten Minderungen aber augenfällig höher ausfallen; eventuell erklärbar durch Wandverluste oder Nukleationen der sehr kleinen Partikel zu Gunsten der Entstehung größerer Partikel. Diese Annahme ist nicht ganz unberechtigt, da ab  $15 \mu\text{m}$  nach wie vor Partikel bestimmbar waren, das Computerprogramm aber bereits einen 100%-igen Verlust für die besagte Partikelgrößenfraktion bei  $\Theta = 60^\circ$  berechnet. Auf der anderen Seite kann dieser Effekt auch Ausdruck einer Freisetzung von größeren vormals impaktierten Partikeln von Oberflächen sein (Probenahmesonde, Kamin), sei es durch die kinetische Energie der Luftströmung oder durch Impulsübertragung seitens anderer Partikel. Beachtung verdienen ebenso sog. *Bouncing-* bzw. *Rebound*-Effekte, bei denen große Partikel nicht impaktieren, sondern auf Oberflächen aufprallen und davon wieder abprallen. Letzterer Mechanismus wird allerdings von einer Reihe von Einflußfaktoren wie Partikelform oder Oberflächenbeschaffenheit beherrscht (WILLEKE u. XU 1992, XU u. WILLEKE 1993, XU *et al.* 1993).





**Abb. 57:** Durch den *Particle Loss Calculator* prognostizierte Verluste bei (a) unterschiedlichen Aspirationswinkeln und (b) Transportverluste in der benutzten Probenahmesonde gemäß den Eingabedaten in Appendix J und den Einstellungen für (a): *Sampling Loss* und *Array of Curves – Aspiration Angel (S)* sowie für (b): *Parameters of the Tubing* für 6 Sektionen, *Transport Loss*, Inaktivierung von *Account for Sampling Effects* und *Array of Curves*. Graphiken als Originalausgabe des Computerprogramms. Es bedeutet X: Die berechneten Werte sind eine Schätzung, da eine oder mehrere Gleichungen außerhalb ihres Gültigkeitsbereiches angewandt wurden, N: Ergebnis basiert auf gültigen Berechnungen.



**Abb. 58:** In Anlehnung an Appendix J durchgeführte Kalkulationen des von der Partikelgröße abhängigen totalen Partikelverlustes (= Verluste durch nicht-isokinetische und -isoaxiale Bedingungen sowie der Transportverluste in den benutzten Probenahmesonden) mit dem *Particle Loss Calculator* unter der Annahme eines Aspirationswinkels  $\Theta$  von  $30^\circ$  für die Biowäscher- und von  $60^\circ$  für die Kaminbeprobung. Zum Vergleich sind die vor Ort erhobenen relativen Konzentrationsabnahmen im Kamin gegenüber dem Stall (Position 1 u. 2 gemittelt) eingeblendet<sup>#</sup>. Gestrichelte Linien: Ergebnisschätzung, durchgezogene Linien: valides Ergebnis.

#### Verwendbarkeit der Prognose

Die Durchführung einer nachträglichen Ergebniskorrektur ist durchaus verlockend, birgt aber Gefahren wider der üblichen Partikelgrößenverteilungen in Stallaerosolen nicht wirklichkeitsgetreue Häufigkeitsverteilungen von Partikeln künstlich zu generieren. Dies soll an einem Beispiel verdeutlicht werden. Bei einer Messung im Kamin der Anlage III wurden für Partikelgrößen von  $1\ \mu\text{m}$  1.980.870 Partikel, für Partikel von  $15\ \mu\text{m}$  3.423 Partikel pro  $\text{m}^3$  gemessen. Entsprechend den oben genannten Annahmen zur suboptimalen Probenahme im Kamin prognostiziert der PLC für die kleineren Partikel einen Verlust von 0,738945%, für die größeren Partikel bereits 99,9975%. Werden diese Prozentangaben als Korrektiv für die gemessenen Partikelzahlen berücksichtigt, müßte bei optimalen Probenahmebedingungen für die  $1\ \mu\text{m}$ -Partikel  $1.995.617\ \text{m}^{-3}$  gezählt werden. Mit errechneten 136.920.000 Partikel pro  $\text{m}^3$  für die  $15\ \mu\text{m}$ -Klasse würde ein mehr als deutlicher Überhang an relativ größeren Partikeln erreicht werden, wie dieser im Regelfall im Stallaerosol nicht auftaucht und zu einer unüblichen Verschiebung der Partikelanzahlkonzentration zu Gunsten größerer Partikel führen würde. Werden

<sup>#</sup> Anmerkung: Im Gegensatz zu Gleichung (5) wurde hier die Funktion  $[1 - (C_K/C_S)] \cdot 100$  für die Konzentrationseinbrüche im Kamin benutzt. Dadurch unterscheiden sich die graphisch dargestellten Werte von denen in Tab. 18, die über Prozentwerte aussagt, wieviel weniger an Partikeln je Partikeltyp im Kamin gegenüber dem Stall absolut auftreten.

Partikelgrößenhäufigkeiten anderer Untersuchungen jedoch betrachtet, so nimmt tatsächlich die Partikelzahl überproportional von den kleinen zu den größeren Partikeln ab (DEBEY *et al.* 1994, NANNEN 2007).

*Unsicherheits-  
faktoren der  
Prognose*

Ferner darf angemerkt werden, daß allein die angenommenen Aspirationswinkel nur ein unvollständiges Bild der Strömungssituation im Kamin wiedergeben können, muß doch klar sein, daß ein wie in Abbildung 53 gezeigtes gleichförmiges, wirbelschleppenartiges Strömungsmuster wohl Abweichungen vom isoaxialen Zustand in idealisierter Art und Weise andeutet, doch etwaige chaotische Luftströmungen gänzlich außer Acht läßt. In jenen Fällen wird nämlich das Absaugen von Partikeln mehr zu einem Zufallsprozeß als zu einer geordneten, nicht Partikelklassen-diskriminierenden Sammelprozedur. Damit stellt sich die berechnete Frage, ob der Unterschied zwischen den gemessenen Gesamtpartikelkonzentrationen von Stall und Kamin (siehe auch Tab. 18) wirklich kaminassoziierten Einbußen zuzuordnen ist oder nur Ausdruck nicht durch die Sonde habhaft zu machender Partikelfrachten durch Turbulenzen und anderweitiger nicht faßbarer widriger Probenahmeumstände ist. Aus diesem Grund sind Verifikationsversuche unter optimierten Rahmenbedingungen notwendig, die diesen Unsicherheiten nicht-isoaxialer und -isokinetischer Sammelprozeduren Rechnung tragen. Sollten sich die kaminbedingten Minderungseffekte allerdings bestätigen, sind Wirkungsgradangaben auf die tatsächlich technologisch herbeigeführten Rückhalteeffizienzen zu beziehen. Konsequenterweise sind dann auch derzeit im Umlauf befindliche Emissionsfaktoren zu justieren, da diese im Allgemeinen auf Messungen auf Stallbasis beruhen.

*Wirkungsgrad-  
angaben sollten  
Kaminverluste  
berücksichtigen*

*Übertragbarkeit  
der Prognosen  
auch auf andere  
Komponenten  
wünschenswert*

Damit nicht genug müßten entsprechende PLC-assoziierte Korrekturen sicher auch für die anderen aerogenen Biopartikelgehalte überdacht werden. Doch aufgrund des fehlenden Wissens, wie sich die Komponenten quantitativ über die Partikelgrößenklassen verteilen, ist eine seriöse Abschätzung an dieser Stelle nicht möglich. Diesem Defizit könnte beispielsweise durch den zukünftigen Einsatz von Kaskadenimpaktoren entgegengewirkt werden, die ein Aerosol nach Partikelgrößen fraktionieren, wodurch eine nach Kaskadenstufe durchführbare Komponentenanalyse gelänge.

*Emissions-  
impinger nach  
VDI*

Die jüngsten Entwicklungen auf dem Gebiet der Emissionsmessung von Bioaerosolen haben einen sog. Emissionsimpinger für *out stack*-Messungen hervorgebracht, dem als Vorbild der klassische AGI-30 diene und welcher mit einigen wenigen Konstruktionsmodifikationen versehen wurde (GÄRTNER *et al.* 2005, GÄRTNER *et al.* 2008a, GÄRTNER *et al.* 2008b). Auch dieser Emissionsimpinger bedarf im praktischen Einsatz eines ganzen Bündels einzuhaltender Randbedingungen, um für eine *lege artis*-Beprobung in strömenden Gasen in Frage zu kommen, so daß ein realistisches Abbild der in die Außenwelt abströmenden Bioaerosolfrachten möglich wird. Soll dieses Ziel erreicht werden, sind auch hier die bereits mehrfach erwähnten isoaxialen und isokinetischen Bedingungen zu schaffen, wie sie in den verschiedenen Blättern der VDI-Richtlinie 2066 (siehe [www.vdi.de](http://www.vdi.de), Rubrik 'Richtliniensuche') verankert sind und worauf mittlerweile der auf den Emissionsimpinger bezugnehmende Richtlinienentwurf der VDI 4257 Blatt 2 (2009) normativ verweist. Damit stünde diese Verfahrensweise zur Sammlung mikrobieller Aerosole im Einklang zu anderen üblichen Emissionsmessungen (z.B. *in stack*- bzw. *out stack*-Messungen von Stäuben) bei Industrie- und Gewerbeanlagen.

*Aufwand-  
Nutzen-  
Verhältnis bei  
kamin- und  
stallseitigen  
Versuchen*

Nichtsdestotrotz erfordert die Anwendung derartiger Emissionsmessungen einen hohen organisatorischen und materiellen Aufwand (z.B. Arbeitsbühnen auf dem Dach) und ist daher eher für die quasikontinuierliche Messung an einer Anlage über lange Zeiträume geeignet. Ein Pluspunkt läßt sich sicherlich unter seuchenhygienischen Aspekten sehen, wenn das Betreten des Stalles dadurch vermieden werden kann. Untersuchungen mit stetem Wechsel zwischen vielen Anlagen, die sich teilweise in ihren lüftungstechnischen Details deutlich voneinander unterscheiden können (z.B. Seitenwandlüftung), lassen Emissionsmessungen im Abluftkamin in der geforderten Art und Weise als Routineaufgabe eher nicht zu. Die Alternative dazu kann daher nur lauten, Bioaerosolbestimmungen im Stallraum durchzuführen.

*Vergleichbarkeit  
von Meßergeb-  
nissen zwischen  
Emissions-  
impinger und  
Stallimpinger  
anstreben*

Wie bei den Untersuchungen in Anlage III begonnen, wäre es für zukünftige Meßkampagnen allemal wünschenswert, Probenahmen mit dem Emissionsimpinger ebenfalls mit den Ergebnissen von Simultanbeprobungen im Stallraum zu vergleichen. Gelänge es auf diese Weise Abweichungsfaktoren zu bestimmen, bestünde die Chance, dort wo ausschließlich stallinterne Messungen möglich sind, auf vermeintliche Emissionsstärken zu schließen, so als wären diese kaminbasiert ermittelt worden. Nicht unversucht bleiben sollte auch der Einsatz des PLC, um für den Emissionsimpinger nebst Zubehör eine Einschätzung über die apparateinterne Partikeldynamik während der Probenahme zu bekommen, auch wenn gewisse Gerätecharakterisierungen bereits abrufbar sind (GÄRTNER *et al.* 2008a). Dieses Ansinnen mag überflüssig sein, da für den Emissionsimpinger ein Spülen der Probenahmesonde vorgesehen ist, um Partikelablagerungen, die bereits bei 6 µm großen Partikeln oder im Zuge von Kondensatbildung spürbar auftreten (GÄRTNER *et al.* 2008a), fassen und so Minderbefunde durch Transportverluste vermeiden zu können. Diese Vorgehensweise zielt ausschließlich darauf ab, die Ausbeute erfaßbarer luftgetragener Mikroorganismen zu maximieren, warum außerdem zum Aufbrechen von Partikel-Keimagglomeraten zusätzlich Detergentien wie Tween 80® eingesetzt werden (GÄRTNER *et al.* 2005), obgleich das Impingement selbst bereits als deagglomerierend anzusehen ist (TERZIEVA *et al.* 1996). Bei Fragestellungen in Hinblick auf die rein physischen Gegebenheiten von Partikeln im Abluftstrom von Kaminen, könnten Spülungen eher Meßartefakte erzeugen, da Spülungen selbst mechanisch und agglomeratauflösend wirksam sind und dadurch Verschiebungen zwischen Partikelgrößenklassen denkbar sind. Im übrigen sollte in Erinnerung gerufen werden, daß das gekrümmte Einlaßrohr der Impinger ursprünglich als nasenähnlicher Vorabscheider gedacht war, um vorzugsweise die in den tieferen Atemwegen eintretenden Partikel zu selektieren (HENNINGSON u. AHLBERG 1994, MAY u. HARPER 1957). Insofern sind wie für jedes andere Probenahmeverfahren auch, bestimmte partikuläre Trenncharakteristiken zu berücksichtigen, die beim Impinger schwerpunktmäßig in einem Bereich von 0,8 bis 15 µm liegen sollen (PEPPER *et al.* 2009).

*Spezielle  
Handhabungen  
des Emissions-  
impinger je nach  
Fragestellung  
abwägen*

### 5.1.3 Reingas: Benutzbarkeit von Probenahmetonnen

*Metall oder  
Kunststoff ?*

Die für die Reingasbeprobung benutzten Probenahmetonnen waren entgegen den üblicherweise benutzten Probenahmehauben aus Kunststoff und nicht aus Metall. Derart materielle Unterschiede verdienen dann Beachtung, wenn es um die Gewinnung von Geruchsstoffproben geht, da nicht auszuschließen ist, daß Komponenten aus Kunststoffen migrieren können (z.B. Weichmacher) oder im

<i>Wandverluste</i>	<p>Reingas befindliche Geruchsstoffe je nach ihren chemischen Eigenschaften absorbiert oder sogar im Kunststoff irreversibel gebunden werden. In diesen Fällen ist mit Abweichungen der geruchlichen Ist-Situation zu rechnen. Nicht ohne Grund werden daher für die Geruchsstoffmessung chemisch inerte Materialien wie beispielsweise Tedlar®-Beutel (Polyvinylfluorid) benutzt. Bei partikulären Flüssen innerhalb zylindrischer Räume ist an diffusionsbedingte Wandverluste zu denken, gerade auch weil die Strömungsgeschwindigkeiten augenfällig klein sind (siehe unten). Um eine ungefähre Vorstellung derartiger Verluste zu geben, sei auf SCHMITT-PAUKSZTAT (2006) verwiesen, der unter Sedimentationsbedingungen in einem 1,1 m langen Zylinder mit 0,3 m Durchmesser für Partikel von 1 µm Konzentrationsänderungen von kleiner 0,3% und für Partikel von 10 µm von kleiner 0,1% berechnet. Da mit größer werdendem Durchmesser die Wandverluste stetig abnehmen, sollten diffusionsbedingte Konzentrationsabnahmen des Reingases in den Beprobungstonnen vernachlässigbar sein, obwohl die Konzentrationsabnahmen in den Tonnen geringfügig größer ausfallen könnten, weil der Sedimentation der aufwärts gerichtete Reingasstrom entgegenwirkt und daher der Diffusionseinfluß größer wird. Weniger einschätzbar sind etwaige Einflüsse auf die Reingasaerosole durch elektrostatische Aufladung der Kunststofftonnen, wodurch Anziehungskräfte wirksam werden und Elektropräzipitationen auftauchen können. In diesen Fällen können metallartige Probenahmebehältnisse ihren Vorteil als Stromleiter ausspielen, da durch entsprechende Erdung eine Aufladung vermeidbar ist. Die reich an Feuchtigkeit ausströmenden Reingase verursachen immer wieder auch mal Kondensatbildungen an den Wänden der Beprobungsbehältnisse, wodurch ebenfalls Partikelverluste denkbar sind. Da Kunststoffe aber deutlich schlechter als Metalle Wärme leiten, darf angenommen werden, daß Taupunktunterschreitungen durch Kunststoffe eher abgepuffert werden und daher Kondensatbildung im Vergleich zu Metallhauben seltener bzw. verzögert auftreten. Beheizbare Beprobungsbehältnisse vermögen der Kondensatbildung entgegenzutreten. Allerdings wäre es nützlich auch für die Kondensationsvorgänge den Umfang des Einflusses auf die Partikelkonzentration zu kennen, um die Signifikanz der Kondensation einschätzen zu können.</p>
<i>Elektrostatik</i>	
<i>Kondensate</i>	
<i>Rund oder eckig ?</i>	<p>Beim Vergleich zwischen den beiden Abdeckungsvarianten fallen außerdem die geometrischen Formunterschiede ins Auge. Ist die Probenahmetonne als gerader Kegelstumpf anzusprechen, so nehmen Probenahmehauben üblicherweise die Form einer quadratischen Pyramide an, was auf Flächenfiltern nahtlose und überschneidungsfreie Rastermessungen erlaubt. Dies ist naturgemäß bei kreisrunden überdeckten Flächen nicht möglich aber auch nicht notwendig, da nach Vorgabe der VDI 3477 (2004) die beprobte Gesamtfläche nicht weniger als 1% der Emissionsfläche ausmachen soll. Bezogen auf die Emissionsflächen der Anlagen I, II und IV (siehe Tab. 5) wären demnach 0,228 m<sup>2</sup>, 1,212 m<sup>2</sup> und 0,16 m<sup>2</sup> abzudecken. Mit einer überdeckten Fläche von 0,18 m<sup>2</sup> pro Probenahmetonne wären demnach für die besagten Anlagen zwei, sieben und eine Tonne notwendig gewesen. Damit ist für Anlage I mit vier eingesetzten Tonnen mehr als Genüge getan und auch für Anlage IV ist das Soll erfüllt. Kritischer stellt sich die Situation in Anlage II dar, in der drei zusätzliche Tonnen zu fordern wären. Das trotzdem repräsentative Messung vermutet werden dürfen, läßt sich an den nicht signifikanten Konzentrationsunterschieden an Bioaerosolen zwischen den vier Beprobungstonnen ablesen (siehe Abb. 39). Aus diesem Grund kann daher eine Steigerung der Ergebnisschärfe mit drei weiteren Tonnen als eher unwahrscheinlich gelten auch wenn die VDI 3477 (2004) mindestens 9 Meßpunkte empfiehlt. Dabei</p>
<i>Überdeckte Flächen im Vergleich zu VDI-Vorgaben</i>	



*Simultan- oder  
Reihenmessungen  
auf Flächen-  
filter ?*

ist zu klären, ob es sich um zeitlich nacheinander zu tätige Messungen mit Probenahmeortswechsel handelt oder ob damit simultane Probenahmen über alle Meßorte hinweg gemeint sind, wie es unter den hiesigen Experimentaleinstellungen durchgeführt wurde. Eine derartige Vorgehensweise hätte den Vorzug, zeitgleich mehrere lokale Reingascharakterisierungen vornehmen zu können, um Flächenfilter bzw. ausgedehntere Rieselbettreaktoren in ihrem Emissionsverhalten gesamthafter ansprechen zu können. Nacheinander durchgeführte, mit Ortswechsel verbundene Messungen müssen nicht unbedingt weniger aussagekräftig sein, doch unerwartete Änderungen der Betriebsbedingungen oder der Rohgaslast über die Zeit könnten im Vergleich zu Simultanmessungen an verschiedenen Probenahmeorten zu deutlich größeren Streuungen zwischen den Ergebnissen führen.

*Installationen  
auf Flächenfilter  
beeinflussen  
dessen Textur*

Die Zweckmäßigkeit einer Installation von 9 Probenahmetonnen bzw. -hauben sollte sich auch nach der zur Verfügung stehenden Gesamtfläche von Flächenfiltern bzw. Rieselbettreaktoren richten, da mechanische Einflüsse beim Begehen der Flächen und das Montieren der Vorrichtungen meßwertbeeinflussende Veränderungen in der Schüttung verursachen könnten. In solchen Fällen ist der 1%-Regel der Vorzug zu geben.

*Durchströmungs-  
verteilung von  
Flächenfiltern...*

Auf Flächenfiltern ist es ratsam, vor der Messung die Durchströmungsverteilung mit Hilfe von Nebelgeneratoren festzustellen, um repräsentative Probenahmepunkte auf dem Filterbett festlegen zu können (VDI 3477 2004). Gleichwohl kann das Ausnebeln mit Unwägbarkeiten verbunden sein, wenn beispielsweise kein homogenes Vernebeln vor der Filterdurchströmung gelingt (besonders bei großen Filterflächen) oder auf Packungsunterschiede der Schüttung beruhende verschieden dichte Nebelschwaden in Abhängigkeit von den jeweiligen Windverhältnissen sehr schnell direkt oberhalb der Filteroberfläche konfluieren und somit eine bestehende räumliche Heterogenität des Reingasflusses nicht wirklich sichtbar werden würde. Alternativ aufklärerisch können hierbei die Abweichungen der Strömungsgeschwindigkeiten in den Abluftrohren der verschiedenen Beprobungstonnen wirken. Über alle Meßtage der Anlage I gesehen wurden zwischen den vier Rieselbettreaktor-Positionen ein minimaler und ein maximaler Variationskoeffizient der Reingasaustrittsgeschwindigkeit von 4% und 17% festgestellt. In Anlage II betrug die geringste und die höchste Abweichung zwischen den Biofilter-Positionen 10% und 28%. Trotz der Streuungen scheinen die Strömungen einen nicht so großen Einfluß auf die partikulären Reingasgehalte ausgeübt zu haben (z.B. bedingt durch unterschiedliche partikuläre Interzeptionen oder Ablösevorgänge am Schüttgut), so daß sich daraus signifikante Konzentrationsunterschiede zwischen den Meßpositionen hätten ergeben können (siehe Abb. 33 und 39). Die Anemometrie als Ersatzmethode hat im nach hinein für das nicht getätigte Ausnebeln in den Anlagen I und II kein wesentliches Informationsdefizit für eine ordentliche Probenahme mit sich gebracht und war geeignet zu zeigen, daß heterogene Durchströmungsmuster durch die Positionierung von vier Beprobungstonnen durchaus berücksichtigt wurden.

*...über Reingas-  
geschwindigkeit  
in Beprobungs-  
tonnen ein-  
schätzen*

Da jedwede Art von Abdeckvorrichtung für die Probenahme einen Strömungswiderstand für das aus dem Filter ausströmende Reingas darstellt, wird zudem die Forderung aufgestellt, daß durch den Einbau von Drosselklappe und drehzahlgeregeltem Ventilator im Abgasstutzen, in dem auch die Probenahme erfolgt, sichergestellt wird, daß zwischen Haubeninnerem und Umgebungsluft keine Druckdifferenz besteht (VDI 3477 2004). Der Verzicht einer derartigen



*Probenahme-  
tonnen fördern  
Gleichmäßigkeit  
der Reingas-  
strömung*

Konfiguration bei den hiesigen Messungen ist durch ein anderes gewähltes Arrangement zwischen der Geometrie der Probenahmetonne und dem Probenahmeort innerhalb der Tonne begründet. Wird in den Tonnen ein nahezu direktes, nicht raumeinengendes Weiterströmen des Reingases erlaubt, würde die pyramidenartige Form der Hauben gemäß VDI 3477 (2004) zu einer stetig zunehmenden Steigerung der Strömungsgeschwindigkeit führen, so daß je nach Neigungsgrad der Pyramidenseitenflächen und Höhe der Haube eine jederzeit strömungsunabhängige Probenahme über das Impingement nicht zweifelsohne hätte eingehalten werden können. Das Ausweichen auf den Abgasstutzen als Probenahmeort ist unter isoaxialen und -kinetischen Bedingungen daher eine naheliegende Konsequenz für Probenahmehauben nach Art der VDI 3477 (2004). Werden die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten in den Abluftrohren der hier benutzten Beprobungstonnen zugrunde gelegt und per Kontinuitätsgleichung auf die großlumigen Hohlräume der Tonnen übertragen, lassen sich für Anlage I Minimal- und Maximalwerte von 0,014 und 0,045 m sec<sup>-1</sup>, für Anlage II von 0,017 und 0,088 m sec<sup>-1</sup> und für Anlage IV von 0,024 und 0,075 m sec<sup>-1</sup> in den Tonnen berechnen. Verglichen mit dem praxisüblichen Betrieb von Impingern in Ställen unter für die Nutztiergesundheit zuträglichen Luftbewegungen von 0,1 bis 0,2 m sec<sup>-1</sup> im Winter und mehr während des Sommers, können für das Impingement die angetroffenen Strömungsbedingungen in den Probenahmetonnen mehr als adäquat angenommen werden.

*Vorteil leichter  
Überdruck-  
bildung in den  
Probenahme-  
tonnen*

Windeinflüsse sollen nach der VDI 3477 (2004) durch Abdichtungsmaßnahmen an der Basis der Probenahmehauben eingedämmt werden. Zu diesem Zweck werden Schürzen oder Windschutzkragen als Abdichtung an den Probenahmebehältnissen befestigt. Von dort aus ragen die Abschirmungen unterschiedlich weit horizontal in die Peripherie hinaus. Zur besseren Fixierung dieser Abdichtungen gegenüber Wind werden sie häufig zudem mit Ballast (z.B. Sandsäcke) beschwert. Inwiefern solche Maßnahmen nicht selbst Einfluß auf Meßergebnisse durch lokale Veränderungen der Strömungsbedingungen oder Materialverdichtungen im Schüttgut nehmen bleibt dahingestellt. Aufgrund dieser Unsicherheit wurde hier auf derartige Konstruktionsmerkmale bei den Beprobungstonnen verzichtet, da der geringe Staudruck in den Tonnen eine Art Luftvorhang am Übergang Biofilter-/Rieselbettreaktorbett und Probenahmetonne generiert, was jederzeit mit Hilfe von Strömungsprüfröhrchen durch den Austritt von Rauch an dieser Stelle nachzuweisen war (siehe Abb. 20). Dieser Luftvorhang verhinderte das Eindringen von Wind in die Tonnen und damit etwaige Ausdünnungseffekte bei den Reingasparkeln. In Anlage I kommt außerdem begünstigend hinzu, daß das Schüttgut noch durch überhöhte Seitenwände überbaut ist und dadurch die Seitenwindanfälligkeit zusätzlich minimiert werden konnte (siehe Abb. 17).

*Die Probe-  
nahmetonne als  
Korsett für die  
Messungen am  
Biowäscher*

Mit einer baugleichen Probenahmetonne erfolgte die Beprobung des Biowäschers der Anlage III. Aufgestülpt über das Kaminende des Biowäschers trug die Tonne zur Windabschirmung bei und diente der Fixation der Probenahmesonde. Mit Hilfe dieser Gesamtvorrichtung war es möglich, Randbedingungen zu schaffen, die eine von außen unbeeinflusste Aerosolbeprobung gewährleistete. Auf die Ursachen einer mangelnden Sammeleffizienz ist im Zusammenhang mit der Rohgasmessung im Abluftkamin bereits eingegangen worden.

### 5.1.4 Quellennachweis

AARNINK, A.J.A.; ROELOFS, P.F.M.M.; ELLEN, H.; GUNNINK, H. (1999): Dust sources in animal houses. *Proceedings on Dust Control in Animal Production Facilities*, 30 May-2 June, Aarhus, Denmark, 34-40.

BGIA (2002): Verfahren zur Bestimmung der Endotoxinkonzentration in der Luft am Arbeitsplatz (Kennzahl 9450). In: BGIA-Arbeitsmappe *Messung von Gefahrstoffen*, Lfg.28-IV/2002, Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung, BR Deutschland, 7 S.

BLOMBERG, N.; RIEGER, M.A. (2008): Luftqualität in alternativen Legehennenhaltungsbetrieben. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 68, 369-378.

BRODAY, D.M.; GEORGOPOULOS, P.G. (2001): Growth and deposition of hygroscopic particulate matter in the human lungs. *Aerosol Science and Technology*, 34, 144-159.

BUWAL (2001): Empfehlungen über die Emissionsmessung von Luftfremdstoffen bei stationären Anlagen. Emissions-Messempfehlungen vom 25. Januar 1996, Stand Mai 2001, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schweiz, 181 S.

<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00648/index.html?lang=de>

BUTTNER, M.P.; WILLEKE, K.; GRINSHIPUN, S.A. (2002): Sampling and analysis of airborne microorganisms. In: Manual of Environmental Microbiology; Hurst, C.J.; Crawford, R.L.; Knudsen, G.R.; McInerney, M.J.; Stetzenbach, L.D. (eds.); ASM Press, Washington D.C., USA, 814-826.

DEBEY, M.C.; TRAMPEL, D.W.; RICHARD, J.L.; BUNDY, D.S.; HOFFMANN, L.J.; MEYER, V.M.; COX, D.F. (1994): Effect of building ventilation design on environment and performance of turkeys. *American Journal of Veterinary Research*, 55, 216-220.

DIN EN 13098 (2001): Arbeitsplatzatmosphäre - Leitlinien für die Messung von Mikroorganismen und Endotoxin in der Luft; Deutsche Fassung EN 13098:2000. Deutsches Institut für Normung, Ausgabe 2001-02, Beuth Verlag, Berlin BR Deutschland.

DIN EN 14031 (2003): Arbeitsplatzatmosphäre - Bestimmung von luftgetragenen Endotoxinen; Deutsche Fassung EN 14031:2003. Deutsches Institut für Normung, Ausgabe 2003-06, Beuth Verlag, Berlin BR Deutschland.

DUCHAINE, C.; THORNE, P.S.; MÉRIAUX, A.; GRIMARD, Y.; WHITTEN, P.; CORMIER, Y. (2001): Comparison of endotoxin exposure assessment by bioaerosol impinger and filter-sampling methods. *Applied and Environmental Microbiology*, 67, 2775-2780.

DUNGAN, R.S.; LEYTEM, A.B. (2009): Qualitative and quantitative methodologies for determination of airborne microorganisms at concentrated animal-feeding operations. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 25, 1505-1518.

FALLSCHISSEL, K.; KÄMPFER, P.; JÄCKEL, U. (2008a): Untersuchung von Bioaerosolen aus Tierställen mittels Realtime PCR. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 68, 365-368.

- FALLSCHISSEL, K.; KÄMPFER, P.; JÄCKEL, U. (2008b): Vergleichende Messung luftgetragener Mikroorganismen mittels Impingement und Filtration in Geflügelställen. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 68, 361-364.
- GÄRTNER, A.; GESSNER, A.; RABE, R.; MEHRING, M. (2005): Entwicklung und Erprobung eines Impinger-Meßverfahrens zur Emissionsmessung von Mikroorganismen. In: Mikrobielle Luftverunreinigungen, Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN, KRdL-Expertenforum am 13./14. Oktober 2005, Freising-Weihenstephan, KrdL-Schriftenreihe Band 35, 101-115.
- GÄRTNER, A.; MÖLTER, L.; GESSNER, A. (2008a): Charakterisierung eines Impingers zur Emissionsmessung von Mikroorganismen. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 68, 351-356.
- GÄRTNER, A.; GESSNER, A.; BALFANZ, J.; JÄCKEL, U. (2008b): Verfahrenskenngrößen für die Messung von Mikroorganismen mit dem LANUV-Emissionsimpinger. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 68, 357-360.
- GEBUREK, F.; SCHILLING, B.; VON KRIES, G.; LOHMEYER, M. (2005): Emissionen luftgetragener Keime aus einem Schweinemastbetrieb mit Biofilter. In: Mikrobielle Luftverunreinigungen, Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN, KRdL-Expertenforum am 13./14. Oktober 2005, Freising-Weihenstephan, KrdL-Schriftenreihe Band 35, 197-206.
- GRINSHUPUN, S.A.; WILLEKE, K.; ULEVICIUS, V.; JUOZAITIS, A.; TERZIEVA, S.; DONNELLY, J.; STELMA, G.N.; KRISTEN P. BRENNER, K.P. (1997): Effect of impaction, bounce and reaerosolization on the collection efficiency of impingers. *Aerosol Science and Technology*, 26, 326-342.
- HAHNE, J. (2009): Abbau von Staub in Abluftwäschern. *Landtechnik*, 64, 95-97.
- HENNINGSON, E.W.; AHLBERG, M.S. (1994): Evaluation of microbiological aerosol samplers: A review. *Journal of Aerosol Science*, 25, 1459-1492.
- JENSEN, P.A.; TODD, W.F.; DAVIS, G.N.; SCARPINO, P.V. (1992): Evaluation of eight bioaerosol samplers challenged with aerosols of free bacteria. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 53, 660-667.
- LEE, B.U.; KIM, S.H.; KIM, S.S. (2002): Hygroscopic growth of *E. coli* and *B. subtilis* bioaerosols. *Journal of Aerosol Science*, 33, 1721-1723.
- LI, C.-S.; HAO, M.-L.; LIN, W.-H.; CHANG, C.-W.; WANG, C.-S. (1999): Evaluation of microbial samplers for bacterial microorganisms. *Aerosol Science and Technology*, 30, 100-108.
- LIEBERS, V.; BRÜNING, T.; RAULF-HEIMSOTH, M. (2006): Occupational endotoxin-exposure and possible health effects on humans. *American Journal of Industrial Medicine*, 49, 474-491.

- LIEBERS, V.; RAULF-HEIMSOOTH, M.; LINSEL, G.; GOLDSCHIED, N.; DÜSER, M.; STUBEL, H.; BRÜNING, T. (2007): Evaluation of quantification methods of occupational endotoxin exposure. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70, 1798-1805.
- MADELIN, T.M.; JOHNSON, H.E. (1992): Fungal and actinomycete spore aerosols measured at different humidities with an aerodynamic particle sizer. *Journal of Applied Bacteriology*, 72, 400-409.
- MAY, K.R.; HARPER, G.J. (1957): The efficiency of various liquid impinger samplers in bacterial aerosols. *British Journal of Industrial Medicine*, 14, 287-297.
- MITCHELL J.P. (1995): Particle Size Analysers: Practical procedures and laboratory techniques. In: Bioaerosols Handbook, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 177-246.
- NANNEN, C. (2007): Staubemissionen aus Schweineställen-Bestimmung von Einflußfaktoren auf die Partikelfreisetzung und deren Zusammensetzung. Dissertation, Universität Bonn, BR Deutschland, VDI-MEG-Schrift 461, 124 S.
- PAHL, O.; PHILLIPS, V.R.; LACEY, J.; HARTUNG, J.; WATHES, C.M. (1997): Comparison of commonly used samplers with a novel bioaerosol sampler with automatic plate exchange. *Journal of Aerosol Science*, 28, 427-435.
- PEPPER, I.L.; GERBA, C.P.; MAIER, R.M. (2009): Environmental sample collection and processing. In: Environmental Microbiology, Maier, R.M.; Pepper, I.L.; Gerba, C.P (eds.), 2<sup>nd</sup> Edition, Academic Press, USA and United Kingdom, 137-155.
- REPONEN, T.; WILLEKE, K.; ULEVICIUS, V.; REPONEN, A.; GRINSHUP, S.A. (1996): Effect of relative humidity on the aerodynamic diameter and respiratory deposition of fungal spores. *Atmospheric Environment*, 30, 3961-3974.
- SCHARF, P. (2004): Einfluss einer biologischen Abluftreinigungsanlage auf die Emission von Mikroorganismen und Endotoxinen aus einem Entenmaststall. Dissertation, Freie Universität Berlin, BR Deutschland, 123 S.
- SCHMITT-PAUKSZTAT, G. (2006): Verfahren zur Bestimmung der Sedimentationsgeschwindigkeit von Stäuben und Festlegung partikelspezifischer Parameter für deren Ausbreitungssimulation. Dissertation, Universität Bonn, BR Deutschland, VDI-MEG-Schrift 440, 205 S.
- SCHMITT-PAUKSZTAT, G.; ROSENTHAL, E.; BÜSCHER, W.; DIEKMANN, B. (2005): Sinkgeschwindigkeiten von Tierstäuben. Rückschlüsse auf die Partikeleigenschaften. *Landtechnik*, 60, 270-271.
- SHAHAMAT, M.; LEVIN, M.; RAHMAN, I.; GRIM, C.; HEIDELBERG, J.; STELMA, G.; COLWELL, R. (1997): Evaluation of media for recovery of aerosolized bacteria. *Aerobiologia*, 13, 219-226.

- SPAAN, S.; HEEDERIK, D.J.J.; THORNE, P.S.; WOUTERS, I.M. (2008a): Optimization of airborne endotoxin exposure assessment: Effects of filter type, transport conditions, extraction solutions, and storage of samples and extracts. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 6134-6143.
- SPAAN, S.; DOEKES, G.; HEEDERIK, D.; THORNE, P.S.; WOUTERS, I.M. (2008b): Effect of extraction and assay media on analysis of airborne endotoxin. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 3804-3811.
- SPAAN, S.; SCHINKEL, J.; WOUTERS, I.M.; PRELLER, L.; TIELEMANS, E.; NIJ, E.T.; HEEDERIK, D. (2007): Variability in endotoxin exposure levels and consequences for exposure assessment. *The Annals of Occupational Hygiene*, 52, 303-316.
- TERZIEVA, S.; DONELLY, J.; ULEVICIUS, V.; GRINSHUPUN, S.A.; WILLEKE, K.; STELMA, G.N.; BRENNER, K.P. (1996): Comparison of methods for detection and enumeration of airborne microorganisms collected by liquid impingement. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 2264-2272.
- THORNE, P.S.; KIEKHAEFER, M.S.; WHITTEN, P.; DONHAM, K.J. (1992): Comparison of bioaerosol sampling methods in barns housing swine. *Applied and Environmental Microbiology*, 58, 2543-2551.
- VDI 2066 Blatt 1(2006): Messen von Partikeln - Staubmessungen in strömenden Gasen - Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung. Verein Deutscher Ingenieure, November 2006, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 111 S.
- VDI 3477 (2004): Biologische Abgasreinigung. Biofilter. Verein Deutscher Ingenieure, November 2004, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 102 S.
- VDI 4252 Blatt 2 (2004): Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft - Aktive Probenahme von Bioaerosolen - Abscheidung von luftgetragenen Schimmelpilzen auf Gelatine/Polycarbonat-Filtern. Verein Deutscher Ingenieure, Juni 2004, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 26 S.
- VDI 4252 Blatt 3 (2008): Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft - Aktive Probenahme von Bioaerosolen - Abscheidung von luftgetragenen Bakterien mit Impingern nach dem Prinzip der kritischen Düse. Verein Deutscher Ingenieure, August 2008, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 26 S.
- VDI 4257 Blatt 2 (2009): Bioaerosolen und biologische Agenzien - Emissionsmessung - Probenahme von Bioaerosolen und Abscheidung in Flüssigkeiten. Verein Deutscher Ingenieure, Entwurf, August 2009, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 32 S.
- VON DER WEIDEN, S.-L.; DREWNICK, F.; BORRMANN, S. (2009): Particle Loss Calculator – a new software tool for the assessment of the performance of aerosol inlet systems. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2, 479-494.
- WILLEKE, K.; XU, M. (1992): Impaction and rebound of particles from surfaces. *Journal of Aerosol Science*, 23, Supplemente I, S15-S18.

XU, M.; WILLEKE, K. (1993): Technique development for particle bounce monitoring of unknown aerosol particles. *Aerosol Science and Technology*, 18, 129-142.

XU, M.; WILLEKE, K.; BISWAS, P.; PRATSINIS, S. E. (1993): Impaction and rebound of particles at acute incident angles. *Aerosol Science and Technology*, 18, 143-155.

ZUCKER, B.-A.; DRAZ, A.M.; MÜLLER, W. (2000): Comparison of filtration and impingement for sampling airborne endotoxin. *Journal of Aerosol Science*, 31, 751-755.



## 5.2 Umwelthygiene

*Immissions-  
schutz einerseits*

Biologische Abluftreinigungsanlagen (BioAbluftRA) sind mittlerweile überall dort anzutreffen, wo es gilt, aerogene Reststoffströme aus Gründen des Immissionsschutzes zu minimieren. Seit längerem zählen dazu insbesondere die gewerblich-industriell betriebenen Kompostieranlagen bzw. Betriebe zur biologischen Abfallbehandlung, die im wesentlichen ihre Abluft durch Biofilter leiten und behandeln lassen. Es erstaunt daher nicht unbedingt, daß es hierfür auch mittlerweile hinreichende Erfahrungen im Bereich des – z.T. überschüssigen – mikrobiellen Emissionsverhaltens jener Biofilter gibt (HEROLD *et al.* 2002, HUWE *et al.* 1997, HUWE-KLUG 2001, KUMMER *et al.* 2003, RABE u. BECKER 2000, SCHILLING *et al.* 2002, SCHLEGELMILCH *et al.* 2001, SCHLEGELMILCH *et al.* 2005, SEEDORF 2000, VDI 4255 Blatt 1 2005, VISSIENNON *et al.* 1996). Aus diesem Grund darf angenommen werden, daß mit dem damit erlangten Wissen über biofilterassoziierte Bioaerosole ein Paradigmenwechsel einsetzte, wird doch seitdem die umwelthygienische und humanmedizinische Bedeutung der besagten Emissionen stärker denn je auch jenseits der Geruchsstoffströme hinterfragt. Das läßt sich daran erkennen, daß die VDI-Richtlinie 3477 (2004) gegenüber der vorangegangenen Ausgabe von 1991 erstmals den Stand der Technik bei der Identifizierung und Quantifizierung von Bioaerosolemissionen und -immissionen aus Biofiltern aufgreift und darüber hinaus auch die (Un-)Möglichkeit der Gesundheitsbeurteilung anspricht. Wie stellt sich aber die Situation im landwirtschaftlichen Bereich dar?

*Emissionen  
andererseits ?*

*Situation in der  
Tierhaltung*

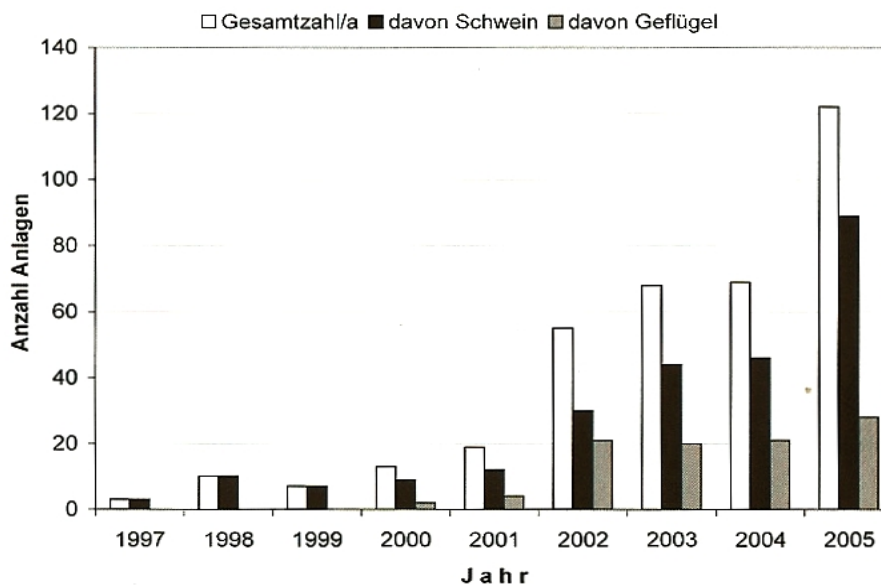
Durch immissionsschutzrechtliche Auflagen haben Stallanlagenbauer ebenso wie Betreiber von Kompostieranlagen Vorsorge- und Schutzansprüche zu berücksichtigen, die je nach Standortgegebenheiten die Nachbarschaft und/oder Umweltgüter betreffen. In diesem Zusammenhang werden einzuhaltende Mindestabstände zur Wohnbebauung und zu empfindlichen Ökosystemen wirksam. Nicht immer allerdings lassen sich jene Abstände einhalten, so daß Abluftreinigungsanlagen häufig die letzte Option für eine Genehmigungsfähigkeit eines Stallneubaues oder einer Betriebserweiterung darstellen, um Ammoniak, Staub und Gerüche auf das notwendige Maß zu reduzieren (ARENDS 2006). Das zunehmend von rechtlicher und behördlicher Seite eingeforderte Minimierungsgebot für freigesetzte Abluftinhaltsstoffe findet sich gleichwohl in einem über die Zeit gesehenen deutlichen Anstieg der installierten Abluftreinigungsanlagen wieder (**Abb. 59**). Aktuell berichtet GRIMM (2010) von 370 bis 400 Anlagen allein in den viehdichten Landkreisen Cloppenburg, Vechta und Emsland der BR Deutschland. Von 1997 bis 2010 wurden in der BR Deutschland 1014 Abluftreinigungsanlagen gebaut, deren Marktanteile sich 2010 auf einstufige Biofilter (26,4%), einstufige Rieselbettfilter (24,0%) sowie mehrstufige Anlagen (43,2%) verteilten (HAHNE 2011). Damit behielt HAHNE (2006a) ganz offensichtlich Recht, als er eine Fortsetzung der Weiterverbreitung von Abluftreinigungsanlagen in der Landwirtschaft prophezeite, so daß eine thematische Auseinandersetzung in Bezug auf das Rückhaltevermögen auch für Bioaerosole unumgänglich ist, zumal darauf hingewiesen wird, daß Untersuchungen zu Bioaerosolemissionen aus Biofiltern nicht erschöpfend (VDI 3477 2004) und die bislang zugänglichen Daten dazu eher als orientierend einzustufen sind (VDI 4255 Blatt 1 2005). Es löst durchaus einen gewissen Grad an Verwunderung aus, wenn in der VDI-Richtlinie 3477 (2004) dennoch pauschal zu lesen ist, daß beispielsweise Infektionsgefahren durch emittierte Gram-negative Bakterien auszuschließen sind. Ob eine solche Aussage in ihrer gesamten Tragweite haltbar ist, wird in Kapitel • 5.3 näher erläutert.

*Steigende  
Installationen  
von  
BioAbluftRA*

### Vergleichbarkeit von Befunden

Neben der verhältnismäßig geringen aus dem Schrifttum vorliegenden Datendichte wird zudem die Unterschiedlichkeit der eingesetzten Meßstrategien und -verfahren in den Untersuchungen kritisiert (VAN DEN WEGHE 2006, VDI 4255 Blatt 1). Erst eine Standardisierung innerhalb der Meßoptionen erlaubt eine Vergleichbarkeit von Untersuchungsergebnissen (GÄRTNER *et al.* 2005). Diese Forderung mag erstrebenswert sein, birgt jedoch die Gefahr alle Untersuchungsergebnisse, die vor einer vermeintlichen Standardisierung der Methoden erhoben wurden, als wenig wissenschaftlich gewinnbringend anzusehen, obgleich jedes einzelne, in sich geschlossenes Experiment einen Erkenntniszugewinn präsentiert. Der Zweifel an der Vergleichbarkeit von Ergebnissen unterschiedlicher Studien sollte nicht unnötigerweise geschürt werden, solange sich bei methodenkritischen Betrachtungen wie denen in Kapitel • 5.1 Pro- und Kontra-Abwägungen erkennen lassen und sich gemeinsame Schnittmengen oder auch Gegensätze in den angewandten Meßverfahren ergeben. Dies hilft dem Leser selbst Abschätzungen darüber zu treffen, wie hoch die Deckungsgleichheit der Methoden untereinander ist. Solange jedoch die gewünschte Harmonisierung der Meßverfahren aussteht oder gar unmöglich ist, hilft der relative Vergleich zwischen der Roh- und Reingassituation das vermeintliche Defizit einer häufiger zu beobachtenden Ausbeutevariabilität durch die eingesetzten Meßverfahren zu entschärfen, wie diese im Zusammenhang mit publizierten Angaben über Rückhalteeffizienzen von BioAbluftRA dokumentiert sind. Vorausgesetzt die benutzten Probenahmemethoden waren roh- und reingasseitig identisch, rechtfertigt dies, die literaturbasierten Wirkungsgrade mit den hier vorgestellten Abscheideleistungen nunmehr zu erörtern.

### Gleiche Sammel- methoden auf Roh- und Reingasseite



**Abb. 59:** Entwicklung der Anzahl gebauter Abluftreinigungsanlagen in der bundesdeutschen Tierhaltung nach einer Umfrage bei acht Herstellern, Stand: Mai 2006 (HAHNE 2006a).

## 5.2.1 Abscheideumfänge der untersuchten Anlagen

### *Handhabung des Wirkungsgrades*

Die Einsatzrechtfertigung und Zweckmäßigkeit von BioAbluftRA wird an objektivierbaren Kriterien wie Abscheideleistung, Rückhalteeffizienz und -vermögen oder Wirkungsgrad gemessen; Termini, die allesamt gleichermaßen zum Ausdruck bringen, inwiefern sich die Gehalte an Abluftinhaltsstoffen von der Rohgas- bis zur Reingasseite als Differenzbetrag quantitativ verändert haben. Die VDI-Richtlinie 3477 (2004) definiert daher die Wirkungsgradbestimmung bei Schadstoffabscheidung entsprechend Gleichung 2, abzüglich des hier eingefügten Faktors 100 für die prozentuale Darstellungsweise des Wirkungsgrades  $\eta$ . Bei konsequenter Anwendung dieses Rechenverfahrens würden Anreicherungen im Reingas zu negativen Prozentzahlen führen und u.U. unwissentlich eine Reduktion im Reingas suggerieren. SEEDORF und HARTUNG (1999) hatten daher eine Vorzeichenumkehr eingeführt, um über Minus-% eine Reduktion und über Plus-% eine Anreicherung im Reingas für den Betrachter sofort ersichtlich zu machen. Da diese Maßnahme nicht der eigentlichen mathematischen Definition des Wirkungsgrades entspricht, wurde hier auf diese Art des „Kunstgriffes“ verzichtet, um die direkte Vergleichbarkeit mit anderen veröffentlichten Untersuchungsergebnissen zu gewährleisten. Insofern bedeuten negative Prozentzahlen bei den Wirkungsgraden entsprechend höhere Konzentrationen im Reingas als im Rohgas und *vice versa*.

### *Überblick der Wirkungsgrade der Anlagen I bis IV*

In allen vier Anlagen zusammen lagen die mittleren konzentrationsbezogenen Rückhalteeffizienzen für Partikel zwischen 67 und 91%. Ähnlich hoch lagen die Wirkungsgrade bei den Gesamtkeimen (75-96%), gefolgt von den Endotoxinen, mit durchschnittlich 82 bis 88% in den Anlagen I bis III. Bei den thermotoleranten Pilzen bewegten sich die anlagenspezifischen Abscheideleistungen zwischen 35% in Anlage I und 56% in Anlage III. Als sehr indifferent traten die Reduktionen für mesophile Pilze zu Tage. Hier reichten die mittleren Wirkungsgrade von 1% (Anlage III) über 36% (Anlage II) bis hin zu 91% (Anlage IV).

### *...und Mehr-emissionen*

Während der insgesamt 43 Besuchstage in den vier Anlagen, wurden auf der anderen Seite an 15 Tagen höhere Bioaerosolkonzentrationen in der Reinluft als in der Rohluft gefunden. Die dabei auftretenden graduell zunehmenden Anreicherungen in der behandelten Abluft führten zu Wirkungsgraden von -4,0% (mesophile Pilze in Anlage I) über -180,9% (Endotoxine in Anlage IV) und -223,7% (thermotolerante Pilze in Anlage II) bis zu -12.170,9% (Endotoxine in Anlage III). Damit gliedern sich die hiesigen, bereits vor mehr als zehn Jahren eruierten positiven und negativen Wirkungsgrade grundsätzlich in die Spannweite der Rückhalteeffizienzen ein, wie diese im folgenden aus dem relativ jüngeren Schriftum zu entnehmen sind.

### *Erste Eindrücke über das Minderungspotential*

In orientierenden Vorversuchen benutzten SEEDORF und HARTUNG (1999) als Probenahmeinstrumentarium Impinger, um roh- und reingasseitig in den untersuchten Anlagen (Rieselbettreaktor, Biowäscher) luftgetragene Partikel und Mikroorganismen zu sammeln. Die dabei ermittelten Schwankungsbreiten der Abscheideleistung sind relativ groß und nehmen Größenordnungen von 11% bis 96% ein, zeigten aber bereits seiner Zeit teilweise auch Aufkonzentrierungen auf der Reingasseite gegenüber der in die Abluftreinigungsanlage hineinströmenden Stallabluft (z.B.  $\eta = -889\%$ ).

*Erfahrungen an  
einem Experimentalfilter*

MARTENS *et al.* (2001) machten sich neben dem Impingement für den Keimnachweis auch das Filtrationsverfahren zu Nutze, um einatembare Endotoxine zu quantifizieren, für die ein Wirkungsgrad unter Berücksichtigung aller fünf getesteten Biofilterfüllmaterialien von mindestens 90% zu ermitteln war. Trotz ihrer selbstkritischen Bemerkung, daß ihre Untersuchungen an einem Experimentalbiofilter mit einem angeschlossenen und hygienisch einwandfreien Schweinestall stattfanden, resümieren sie Rückhalteeffizienzen von 70-95% und etwa 60% für kultivierbare mesophile Bakterien bzw. mikroskopisch auszählbare Pilzzellen. Die Selbstkritik ist nicht ganz ungerechtfertigt, führt doch das Wissen um die Entstehungsmechanismen von Aerosolen und den davon ableitbaren wirksamen Maßnahmen zur Eindämmung von Partikelfreisetzen an der Primärquelle „Stall“ letztlich auch zu einem geringeren Aufkommen an Partikelfrachten in der Rohluft (AARNINK u. ELLEN 2007, TAKAI 2007), so daß die vermeintlichen Reduktionskapazitäten der BioAbluftRA weniger wahrscheinlich überbeansprucht werden, aus dem sich eventuelle Mehremissionen hätten ergeben können. Es könnte daher tatsächlich die These aufgestellt werden, daß der besagte in einem guten Hygienezustand befindliche Stall synergistisch zur guten Abscheideleistung der BioAbluftRA beitrug.

*Kombi-Anlage  
und Biofilter*

Die von SCHIRZ und ZWOLL (2003) vorgestellten Ergebnisse über Wirkungsgrade im Bereich der mit Impingern gesammelten mesophilen Bakterien, weisen für eine 3-stufige Kombinationanlage eine deutlich schwächere Rückhalteeffizienz gegenüber dem Anlagentyp „Biofilter“ auf (58% vs. 89-100%). Dies ist ebenfalls bei den Endotoxinen zu beobachten (27% vs. 97-100%). Allerdings ist die Repräsentativität der Befunde bei der Kombi-Anlage kritisch zu hinterfragen, da es dort nur zu einer einmaligen Untersuchung kam, demgegenüber fanden aber sechs Anlagenbesuche beim Biofilter statt.

*Online-Messung  
von Partikeln*

Mit einem Aerosolspektrometer bestimmten SNELL und SCHWARZ (2003) das Reduktionsvermögen eines zweistufigen Abluftwäschers (Bio-/Chemowäscher-Kombination) für Staub in Form von PM<sub>10</sub>. Im Mittel konnten sie über acht Messungen hinweg einen Wirkungsgrad von > 80% ermitteln.

*Biofilterbefunde*

WINDEN (2002) führt aus, daß die relativ niedrige Rückhalteeffizienz von 39,0% bei den mesophilen Pilzen auf das relativ neue Biofiltermaterial zurückzuführen ist und erst wenn das Filtermaterial mit Mikroorganismen komplett durchsetzt ist, höhere Wirkungsgrade zu erwarten sind. Als Bestätigung hierfür verweist er auf einen Wirkungsgrad von 61,9%, wie dieser einige Wochen später am selben Biofilter erreicht wurde. Auch bei den mesophilen Bakterien ist eine solche Schwankung zu beobachten gewesen (53,2% vs. 88,5%). Bei genauerer Betrachtung waren die geringeren Abscheideleistung jedoch auf den Umstand zurückzuführen, daß der Biofilter im Zuge des anstehenden Materialwechsels nicht komplett über die Höhe geschichtet vor Ort angetroffen wurde und außerdem die Befeuchtungsanlage an jenem Probenahmetag nicht in Betrieb war. Obgleich die errechneten Wirkungsgrade im Trend der anderen Untersuchungen liegen, sollte darauf hingewiesen werden, daß die exponierten Nährbödenplatten für die Konzentrationsermittlungen in Roh- und Reingas mehrfach die Auszählbarkeit von 20 bis 300 KBE unter- bzw. überschritten. Dazu zählen teilweise auch lediglich mit einer KBE behaftete Nährböden, die mit Hilfe eines Keimsammelgerätes nach Art eines Impaktors beaufschlagt wurden.

*...und Beeinfluss-  
barkeit*

<i>Niederländischer Biowäscher</i>	In einer niederländischen Studie über die Hygienisierbarkeit der Stalluft in Abluftbehandlungsanlagen wurden im Reingas eines Rieselbettreaktors mikrobielle Anreicherungen gegenüber dem Rohgas gefunden, infolgedessen für mesophile Bakterien ein Wirkungsgrad von -297% zu errechnen war (AARNINK <i>et al.</i> 2004a).
<i>BioAbluftRA an einem Entenmaststall</i>	Umfangreiche Informationen über das Emissionsverhalten einer zweistufigen BioAbluftRA an einem Entenmaststall sammelte SCHARF (2004) über 22 Messungen während 19 Monaten. Abgesehen von zwei Untersuchungen, in denen keine Änderungen beim Staub zwischen Roh- und Reingas zu beobachten war ( $\eta = 0\%$ ), schwankte der Wirkungsgrad zwischen 33 und 97%. Im mikrobiellen Bereich waren auf Grundlage des Impingements Abscheideleistungen im Median von 83% (Gesamtkeimzahl), 47% (Gram-negative Bakterien) und 57% (Schimmelpilze) bestimmbar gewesen. Auf Basis der mit dem PGP-System (Personengetragenes Gefahrstoff-Probenahmesystem) gewonnenen Endotoxinproben wurde über alle Versuche hinweg ein wirkungsgradbezogener Zentralwert von 92% ermittelt. Bemerkenswert sind besonders die, wenn auch geringen Anteile an roh- und reingasseitigen <i>Vibrionaceae</i> und <i>Neisseriaceae</i> , unter denen grundsätzlich auch humanpathogene Vertreter zu finden sind.
<i>Biofilteruntersuchungen an einem Schweinestall</i>	Unter Einsatz eines Filtrationsverfahren sammelten GEBUREK <i>et al.</i> (2005a) an vier Tagen Bioaerosolbestandteile im Roh- und Reingas eines Schweinestalles mit einem Biofilter. Dabei konnte das Autorenteam kontinuierlich hohe Wirkungsgrade von > 90% nachweisen. Eine Ausnahme hiervon bildete die mesophile Gesamtspilzzahl, für die eine spannweitenträchtige Reduktionseffizienz zwischen 22 und 87% auszumachen war, an einem Meßtag aber auch eine ausgesprochen hohe Aufkonzentrierung im Reingas auftrat ( $\eta = -3.554\%$ ). GEBUREK <i>et al.</i> (2005b) führen dazu aus, daß mit pilzbasierten Summenparametern praktisch ubiquitär vorhandene Pilze erfaßt werden, die auch einen wesentlichen Teil der Mikroflora im Biofilter ausmachen und daher ungeeignet sind, die Abscheideleistung eines Biofilters zu charakterisieren. Dennoch tragen natürlich auch diese Mikroorganismen als Sekundäremission zum Emissionsgesamtaufkommen einer BioAbluftRA bei. Die durchweg über alle vier Meßtage bei GEBUREK <i>et al.</i> (2005a) aus den Basisdaten kalkulierbaren Wirkungsgrade von 91,9 bis 96,0% für Staphylokokken bewegen sich auf einem Niveau, das der entsprechenden Abscheideleistung von durchschnittlich 95% in Anlage IV sehr nahe kommt.
<i>Bilanzierung der Staubmassen</i>	Gravimetrierbare Staubmassen gewann HAHNE (2006b) im Roh- und Reingas eines zweistufigen Biowäschers, wo er im Mittel einen Gesamtstaubabscheidegrad von 77,6% bestimmen konnte. Für eine mehrstufige Anlage mit trockener Vorabscheidung (Filtervlies) und zwei Waschstufen (sauer bzw. neutral) wurden Abscheidegrade von mindestens 57% für $PM_{2,0-2,5}$ und mehr als 98% für $PM_{6,5-7,5}$ gefunden (HAHNE 2010).
<i>PM-Wirkungsgrad einer Kombi-Anlage</i>	Unter Nutzung von partikelgrößenselektiven Impaktoren bestimmten AARNINK <i>et al.</i> (2007) ebenfalls gravimetrisch erfaßbare Partikelkonzentrationen in der Abluft eines Mastschweinestalles und in der ausströmenden Stalluft hinter einer dreistufigen Kombinationsanlage, deren Rückhalteeffizienz für $PM_{10}$ und $PM_{2,5}$ durchschnittlich 93% bzw. 90% betrug.
<i>...mit Einbeziehung von Bakterien</i>	Jüngere Untersuchungen von ZHAO <i>et al.</i> (2008, 2011) vergleichen unterschiedliche Anlagensysteme (2-stufig: Säurestufe plus Biofilter bzw. Biowäscher, 3-stufig: Wasser- und Säurestufe sowie Biofilter) hinsichtlich ihrer Reinigungseffizienz für



PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> und mesophiler Gesamtbakterien. Werden alle Anlagen zusammengefaßt, wiesen die Untersuchungsergebnisse für PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> eine Reduktionseffizienz im Schwankungsbereich von 62-93% bzw. 61-93% und 47-90% bzw. 47-90% aus. Ähnlich variabel wie bei PM<sub>2.5</sub> verhielt sich die bakterielle Roh-Reingasbilanz mit 46% bis 85% bzw. 46% bis 88% Minderung, wenn die Ergebnisse der zwei eingesetzten Keimsammler berücksichtigt werden.

*Neben Summenparameter auch Effizienzgrade für spezifische Keime*

Neben mikrobiellen Summenparametern wie mesophile Bakterien und Pilze, für die je nach verwendetem Material in einem Biofilter Rückhalteeffizienzen von 76,5% und 30,4% (Bakterien) bzw. 69% und 63% (Pilze) festzustellen waren, konnten TYMCZYNA *et al.* (2011) außerdem eine Reihe von mikrobiellen Gattungen und Arten auf der Roh- und Reingasseite des untersuchten Schweinestalles kultivieren (Bakterien: *Staphylococcus lentus*, *Micrococcus* sp., *Rhodococcus* sp., *Brevibacterium* sp., *Kocuria varians*, *Staphylococcus xylosus*, *Corynebacterium* sp., *Microbacterium* sp., *Cellulomonas* sp., *Acinetobacter jejuni*, *Pantoea* sp., *Neisseria polysaccharea*, *Pseudomonas alcaligenes*; Pilze: *Aspergillus* sp., *Ulocladium* sp., *Penicillium* sp., *Scopularopsis* sp., *Cladosporium* sp., *Trichoderma* sp., *Mucor* sp., *Paecilomyces* sp., *Botrytis* sp., *Acremonium* sp.), so daß auch hierfür eine Bilanzierung der gefundenen Konzentrationen gelang.

*Anderenorts zitierte Wirkungsgrade*

Von weiteren dokumentierten Versuchen zur Abscheidecharakteristik von in der Nutztierhaltung gebräuchlichen BioAbluftRA berichtet VAN DEN WEGHE (2006), der u.a. unveröffentlichte Daten zitiert, die an einem Jungmasthühnerstall mit Biowäscher erhoben wurden und dort für Endotoxine, aerobe Bakterien, Gram-negative Bakterien und mesophile Pilze Wirkungsgrade von 63,3-97,6%, -108,9-99,0%, -1.384,0-90,2% bzw. -515,4-78,5% erbrachten. Auch in der VDI-Richtlinie 4255 Blatt 2 (2009) werden Roh- und Reingasmeßergebnisse von zwei weiteren Quellen zum Besten gegeben.

*Zusammenfassung von Studienbefunden*

In **Tabelle 19** sind die Abscheideleistungen der genannten Studien überblicksweise zusammengefaßt. Wo möglich werden die Schwankungsbreiten der beobachteten Rückhalteeffizienzen pro Meßparameter mit angegeben. Als Qualitätsmerkmal wurden die dokumentierten Untersuchungen auch auf statistische Berechnungen hin überprüft, denn trotz der vielfach belegten Rückhalteeffizienzen kommt der Robustheit der ermittelten Wirkungsgrade eine wichtige Bedeutung zu, soll doch letztlich der Nachweis eines gesicherten Unterschiedes zwischen Roh- und Reingas gelingen. Dazu bedarf es eines Signifikanztests, um diesem Anspruch gerecht zu werden (LANGE u. BENDER 2001). Es ist nämlich nicht selbstredend, daß beispielsweise ein durchschnittlich berechneter Wirkungsgrad von 80% statistisch sicher ist. Erhebliche Streuungen innerhalb der Datenpools von Roh- und Reingas mögen deutliche numerische Unterschiede in den zentralen Lagemaßen unberührt lassen und daher weisen jene wohl eine Abscheideleistung aus, belegen umständehalber aber nicht zwingend einen statistisch gesicherten Effekt. Insofern wäre es genauer, zwischen einem nicht signifikanten *Rückhaltetrend* rohgasseitiger Abluftinhaltsstoffe auf der einen Seite und einem statistisch abgesicherten *Wirkungsgrad* auf der anderen Seite zu unterscheiden. Die Bedeutung einer derartigen Differenzierung kann beispielsweise daran abgelesen werden, daß in Anlage I eine Partikelabscheideleistung von 67% zu beobachten war, ganz ähnlich dimensionär dem Rückhaltevermögen von 69% für Endotoxine in Anlage IV. Beide Rückhalteeffizienzen unterscheiden sich jedoch klar im Signifikanzniveau von  $p < 0.001$  gegenüber  $p > 0.05$ . Selbst ein sehr geringer Wirkungsgrad von 36%, wie im Falle der mesophilen Pilze in Anlage II, kann mit einer Signifikanz von

*Rückhaltetrend versus Wirkungsgrad*



$p < 0.05$  ausgewiesen werden und damit eine gewisse, wenn auch nicht optimale Stetigkeit der Emissionsreduktion darstellen.

*Signifikanz-  
berechnungen  
sind die  
Ausnahme*

Unter dem oben aufgeführten Schrifttum findet sich in den wenigsten Fällen eine statistische Datenanalyse. SCHARF (2004) konnte in Korrespondenz zu ihren Angaben über die Abscheideleistung eruieren, daß mit Ausnahme der luftgetragenen Gram-negativen Gesamtkoloniezahl die Konzentrationsänderung zwischen unbehandelter und gereinigter Abluft bei allen sonst getesteten Parametern bei einem Signifikanzniveau von  $p < 0.05$  lag. Ebenfalls diesem Signifikanzniveau entsprechend konnten TYMCZYNA *et al.* (2011) ein mikrobielles Konzentrationsgefälle zwischen Roh- und Reingas feststellen. Abwechslungsreich fallen die mehrheitlich signifikanten Wirkungsgrade für die verschiedenen Bioaerosolparameter der Anlagen I bis IV aus, wo Irrtumswahrscheinlichkeiten zwischen 0,1 und 5% festzustellen waren sowie Rückhaltetrends, die die Signifikanzgrenze von mindestens  $p < 0.05$  nicht erreichten. ZHAO *et al.* (2008, 2011) dagegen vergleichen die Reduktionspotentiale der drei untersuchten Anlagen statistisch untereinander, doch nicht den anlagenspezifischen Wirkungsgrad als solchen, warum in Tabelle 19 eine Verneinung für getätigte Signifikanzberechnungen eingetragen ist.

## 5.2.2 Einflüsse und Folgen auf das Abscheideverhalten

*BioAbluftRA  
als Primär- und  
Sekundär-  
emittent*

Es wurde gezeigt, daß sowohl bei den hier vorgestellten eigenen Untersuchungen als auch bei den zitierten Ergebnissen anderer Autoren, zum Teil große Spannweiten der ermittelten Rückhalteeffizienzen als auch negative Wirkungsgrade zu beobachten waren, die als Mehremissionen zu Tage traten. Biologischen Abluftreinigungsanlagen müssen daher sowohl partikelabfangende als auch selbstemittierende Merkmale zugesprochen werden (OTTENGRAF u. KONINGS 1991). Letzteres ist verursacht durch eine unvollständige Barrierefunktion für die über das Rohgas eintretenden Biopartikel (Primäremission) oder durch partikuläre Freisetzungen aus der Anlage selbst (Sekundäremission).

*Hypothetische  
Ursachen für das  
Emissions-  
verhalten*

In diesem Zusammenhang bleibt zu hinterfragen, welche Ursachen und Mechanismen die Variabilität der Wirkungsgrade bedingen könnten, denn von im Dienste des Umweltschutzes eingesetzten Abluftbehandlungstechnologien werden zeitlich beständige und durchweg hohe Wirkungsgrade erwartet, um als verlässlich gelten zu können. Die an dieser Stelle vorgestellte Studie kann sicher nicht für sich in Anspruch nehmen, hierzu verifizierte oder gar allgemein gültige Aussagen zu machen, da es diesbezüglich keine spezifischen Untersuchungen gegeben hat. Doch sollen zumindest einige wenige, mehr hypothetische Erklärungsansätze dazu beitragen, das vermeintliche Wechselspiel zwischen Prozeßwasser, Aerobiologie, Partikelphysik, Biofilmstatus, Strömungsmechanik, Anlagenzustand, Meßstrategie und Datenakquisition gedanklich zu durchdringen, um Einblicke in theoretisch basierte Emissionsumstände von BioAbluftRA, wie den hier präsentierten Anlagentypen, zu bekommen. Dies könnte zukünftig Anlaß für eingehendere Untersuchungen in diesem Bereich sein, um Interaktionen zwischen den Kompartimenten zu erkennen und folglich Maßnahmen daraus abzuleiten, die bestenfalls BioAbluftRA ein Stück näher an den Stand der Technik rücken lassen.

**Tabelle 19.** Zusammenfassende Darstellung von veröffentlichten Wirkungsgraden von Bioaerosolen in Anlagen zur biologischen Abluftreinigung in chronologischer Reihenfolge.

Typ der BioAbluftRA	Nutztierart	Meßparameter	Wirkungsgrad (%)	Signif. berechnet ?	Quelle
Rieselbettreaktor <sup>1)</sup> (N=2)	Schwein	Partikel (0,7-120 µm) mesophile Bakterien mesophile Pilze thermotol. Pilze mesophile Aktinomyceten Endotoxine	79,1 – 95,8 10,7 – 70,6 ± 0 71,4 -889,0 – 38,9 62,0 – 74,1	nein	SEEDORF und HARTUNG (1999)
Biowäscher (N=1)	Schwein	Partikel (0,7-120 µm) mesophile Bakterien mesophile Pilze thermotol. Pilze mesophile Aktinomyceten Endotoxine	22,0 91,4 -168,8 - 52,7 -280,5	nein	SEEDORF und HARTUNG (1999)
Biofilter <sup>2)</sup> (N=5)	Schweine	mesophile Bakterien mesophile Pilze Endotoxine Gesambakterienzellzahl Gesamtpilzzellgehalt	92,0 – 99,9 -475,0 – 100,0 96,9 – 99,7 86,9 – 96,4 48,8 – 92,8	nein	MARTENS <i>et al.</i> (2001)
Biofilter (N=4)	Schwein	mesophile Bakterien mesophile Pilze coliforme Keime	53,2 – 90,1 66,3 – 84,1 86,3 – 99,9	nein	WINDEN (2002)
Biofilter (N=4)	Huhn	mesophile Pilze coliforme Keime	39,0 – 98,0 0,0 – 51,9	nein	WINDEN (2002)
Biofilter (N=6)	Schwein	mesophile Bakterien Endotoxine	89,1 – 100,0 96,8 – 100,0	nein	SCHIRZ und ZWOLL (2003)
Kombi-Anlage 3-stufig (N=1)	Schwein	mesophile Bakterien Endotoxine	58 27	nein	SCHIRZ und ZWOLL (2003)
Kombi-Anlage 2-stufig (N=8)	Schwein	Staub (PM <sub>10</sub> )	> 80	nein	SNELL und SCHWARZ (2003)
Rieselbettreaktor (N=3)	Schwein	mesophile Bakterien	-165	nein	AARNINK <i>et al.</i> (2004a)
Kombi-Anlage 2-stufig (N=22)	Enten	Staub (eintembar) mesophile GKZ Gram-negative GKZ Endotoxine (eintembar) mesophile Pilzkoloniezahl	0 – 97 34 – 100 -1.385 – 93 33 – 100 -281 – 91	ja	SCHARF (2004)
Biofilter (N=4)	Schwein	mesophile GKZ mesophile Pilze Staphylokokken Enterokokken Endotoxine	98,6 – 99,8 -3.554,1 – 86,8 91,9 – 96,0 97,5 – 99,7 97,4 – 99,5	nein	GEBUREK <i>et al.</i> (2005a)

**Tabelle 19** (Fortsetzung). Zusammenfassende Darstellung von veröffentlichten Wirkungsgraden von Bioaerosolen in Anlagen zur biologischen Abluftreinigung in chronologischer Reihenfolge.

Typ der BioAbluftRA	Nutztierart	Meßparameter	Wirkungsgrad (%)	Signif. berechnet ?	Quelle
Biowäscher 2-stufig (N=44)	Schwein	Staub (Gesamt-)	77,6%	nein	HAHNE (2006b)
Kombi-Anlage 3-stufig (N=6)	Schwein	Staub (PM <sub>10</sub> ) Staub (PM <sub>2,5</sub> )	90 – 94 81 – 95	nein	AARNINK <i>et al.</i> (2007)
Kombi-Anlage A 2-stufig (N=7)	Schwein	Staub (PM <sub>10</sub> ) Staub (PM <sub>2,5</sub> ) mesophile Bakterien	83 ± 2 bzw. 81 ± 3 62 ± 9 bzw. 62 ± 9 46 -69 <sup>3</sup> bzw. 46 -69 <sup>3</sup>	nein	ZHAO <i>et al.</i> (2008) bzw. ZHAO <i>et al.</i> (2011)
Kombi-Anlage B 2-stufig (N=6)	Schwein	Staub (PM <sub>10</sub> ) Staub (PM <sub>2,5</sub> ) mesophile Bakterien	62 ± 3 bzw. 61 ± 3 47 ± 2 bzw. 47 ± 2 85 -85 <sup>3</sup> bzw. 85 -88 <sup>3</sup>	nein	ZHAO <i>et al.</i> (2008) bzw. ZHAO <i>et al.</i> (2011)
Kombi-Anlage 3-stufig (N=6)	Schwein	Staub (PM <sub>10</sub> ) Staub (PM <sub>2,5</sub> ) mesophile Bakterien	93 ± 1 bzw. 93 ± 1 90 ± 2 bzw. 90 ± 2 77 -96 <sup>3</sup> bzw. 77 -96 <sup>3</sup>	nein	ZHAO <i>et al.</i> (2008) bzw. ZHAO <i>et al.</i> (2011)
Kombi-Anlage 3-stufig (N=149)	Huhn	Staub (PM <sub>6,5-7,5</sub> ) Staub (PM <sub>2,0-2,5</sub> )	> 98% mindestens 57%	nein	HAHNE (2010)
Biofilter <sup>4</sup> (N=7)	Schwein	mesophile Bakterien mesophile Pilze	A: 76,5 / B: 30,4 A: 69 / B: 63	ja	TYMCZYNA <i>et al.</i> (2011)

- Partikel sind i.d.R. als Anzahl pro Volumeneinheit berücksichtigt, demgegenüber sind Stäube massebezogen

- Ausdrücke wie mesophile Bakterien stehen für kultivierte Keime, Zellzahlen stammen aus mikroskopischer Zählung

BioAbluftRA: Biologische Abluftreinigungsanlage

GKZ: Gesamtkoloniezahl

Signif.: Signifikanzen

N: Stichprobengröße, entweder als Mehrfachwiederholung am selben Objekt zum gleichen Zeitpunkt,  
als Reihenuntersuchung an verschiedenen Objekten oder zu verschiedenen Zeiten am selben Objekt  
thermotol: thermotolerant

<sup>1</sup>: Ursprünglich und versehentlich als Biofilter deklariert

<sup>2</sup>: Von insgesamt fünf geprüften Biofiltermaterialarten ist nur das Material „Rinde und Holz gehäckselt“ berücksichtigt

<sup>3</sup>: Spannweite durch unterschiedlich eingesetzte Probenahmeverfahren bedingt

<sup>4</sup>: 40% Kompost u. Torf +20% Stroh (Medium A) bzw. +10% Eichenschnitzel und +10% zerkleinerte Rinde (Medium B)

**Partikelphysik und Aerosoldynamik.** Partikelfrachten, die durch eine BioAbluftRA strömen, sind günstigenfalls nicht nur einer gesamthaften Reduktion unterworfen, sondern können innerhalb ihrer Partikelgrößenverteilungen Verschiebungen erfahren, die durch die jeweilige Abluftbehandlungstechnik beeinflusst werden. Um solche Verschiebungen mit einer Kennzahl zu verdeutlichen, bieten sich bestimmte partikelstatistische Berechnungsverfahren an. Bei der Wahl eines für die Fragestellung sinngebenden Rechenverfahrens ist eingangs darauf hinzuweisen, daß sich die größenklassifizierenden Partikelzählungen ( $n \text{ m}^{-3}$ ) wie die hier Angewandten von denen unterscheiden, die die ermittelten Partikelgrößen in

Reziproke  
Relationen  
zwischen Masse  
und Anzahl

einer Probe massebezogen ( $\text{mg m}^{-3}$ ) quantifizieren. So läßt sich feststellen, daß in Bioaerosolen die wenigen dort vorkommenden großen Partikel grundsätzlich den größten Masseanteil beanspruchen, die enorm große Zahl aber der kleinen und kleinsten Partikel relativ wenig zur Gesamtmasse beitragen. Damit verhalten sich in einer Bioaerosolprobe im Grunde die Zuweisungen der Angaben von Masse und Zahl über die Partikelgrößenklassen hinweg reziprok (SEEDORF u. HARTUNG 2002b). Diese Pauschalaussage hat aber nur Geltung, wenn eventuelle voneinander unterscheidbare physikalische Stoffdichten in den einzelnen Partikelgrößenklassen unberücksichtigt bleiben können. Nach COX (1995a) scheint dies gerechtfertigt zu sein, lassen sich doch viele Bioaerosolpartikel schätzungsweise mit einer mittleren Dichte von  $1,1 \text{ g cm}^{-3}$  ( $0,9\text{-}1,3 \text{ g cm}^{-3}$ ) ausreichend genau angeben. Dagegen argumentieren SCHMITT-PAUKSZTAT *et al.* (2005), daß eine Einheitsdichte bei tierischen Staubpartikeln als nicht gerechtfertigt anzusehen ist, da die Partikelgrößen sich nicht nur untereinander, sondern sich auch zwischen tierart- und haltungsspezifischen Herkünften mehr als deutlich unterscheiden. Aus diesem Grund ist es nicht zweckmäßig, über die hier gemessenen Partikelzählungen auf die jeweilige Gesamtstaub- ( $M$ ) bzw. partikelgrößenfraktionierte Staubmasse ( $m$ ) einer Probe zu schließen, um unter Einbeziehung des fraktionsspezifischen Partikeldurchmessers  $d$ , einen sog. *Mass Mean Diameter* (MMD) mit der Einheit  $\mu\text{m}$  zu berechnen:

$$\text{MMD} = \frac{\sum md}{M} \quad (6)$$

Formfaktor

Erschwerend und weiter verfälschend käme hinzu, daß über die notwendige Volumenberechnung idealerweise von sphärischen Partikeln (aerodynamischer Durchmesser) auszugehen wäre, in Wirklichkeit aber auch noch ein Formfaktor mit einzubeziehen wäre (NANNEN *et al.* 2005). So wenig wie die partikelgrößenassoziierten physikalischen Dichten bekannt sind, so unmöglich ist es eben auch, Angaben zu Formfaktoren der gesammelten Rohgas-, Reingas- und Waschwasserpertikel machen zu können. Eine Alternative zum MMD stellt daher der ebenfalls in  $\mu\text{m}$  anzugebende sog. *Count Mean Diameter* (CMD) dar:

$$\text{CMD} = \frac{\sum nd}{N} \quad (7)$$

Als Quotient zwischen dem aufsummierten Produkt aus Partikelanzahlkonzentration  $n$  in den einzelnen Partikelklassen und dem damit korrespondierenden Partikeldurchmesser  $d$  und der Gesamtpartikelzahl  $N$  über alle Partikelgrößenklassen, gibt der CMD die mittlere Partikelgröße einer Gesamtpartikelprobe an.

CMD-Unterschiede  
zwischen  
den Anlagen

Würde davon auszugehen sein, daß die rohgasseitige Partikelgrößenkomposition von der aufgestellten Tierart und dem Haltungstyp beeinflusst wird, stünden Vergleiche zwischen Anlage I und III (Mastschweine, Spaltenboden) sowie zwischen Anlage II und IV (Jungmasthühner, Einstreu) an. Auf dieser Grundlage läßt sich feststellen, daß sich der CMD in Anlage I vom Rohgas zum Reingas von  $2,04 \mu\text{m}$  nach  $1,81 \mu\text{m}$  verändert hat. Trotz gleicher Stallnutzung in Anlage III zeigte sich im Rohgas ein größerer CMD von  $2,37 \mu\text{m}$ , der reingasseitig auf  $1,92 \mu\text{m}$  abfiel. Bei den mit Jungmasthühnern besetzten Anlagen II und IV fanden sich von allen untersuchten Tierhaltungen die höchsten CMD in der Stallluft mit  $2,58 \mu\text{m}$  bzw.  $2,57 \mu\text{m}$ , was die anfänglich getätigte Vermutung einer ähnlichen

Partikelgrößenzusammensetzung bei gleichen Nutztierarten zumindest hier zu bestätigen scheint. Auf der Reingasseite der Hühnerställe wurden CMD von 1,94 µm bzw. 2,11 µm gefunden.

*Partikel-  
Dynamik  
zwischen Abluft  
und Prozeß-  
wasser*

Die Differenz der CMD zwischen Roh- und Reingasseite weist die Anlage I mit der geringsten mittleren Partikelgrößenverschiebung aus, wogegen Anlage II den höchsten Unterschied offenbart. Die Anlagen III und IV nehmen einen Platz zwischen den beiden anderen Anlagen ein (**Tab. 20**). Eine etwaige Annahme, daß die Partikelgrößenzusammensetzung des Prozeßwassers einen klaren Einfluß auf das Partikelgrößenspektrum des Reingases nimmt, kann hier nicht sicher eruiert werden. Dennoch wird für Anlage IV tendentiell erkennbar, daß das vergleichsweise großpartikuläre Waschwasser eine deutliche Reduktion an großen Partikeln im vorbehandelten Rohgas hinter der zweiten Filterwand erschwert, beträgt doch die CMD-Differenz zur puren Stallabluft lediglich 0,17 µm. Erst die weitere Passage der Luftmassen durch den Biofilter der Anlage IV führt zu einer deutlicheren Abnahme des CMD um weitere 0,29 µm. Scheinbar übt der Biofilter einen Schönungeffekt aus, so daß die etwaigen auch vom Prozeßwasser abstammenden großen Partikel in der letzten Abluftbehandlungsstufe abgefangen werden. Ein negativer Differenzwert zwischen dem CMD des Reingases und des Prozeßwassers liefert ein entsprechendes Indiz dafür. Auf dieser Sichtweise aufbauend, erklärt sich auf den ersten Blick auch das Abscheideverhalten der Anlage II, die ebenfalls mit einem Biofilter ausgerüstet war. Hier zeigte sich die größte Roh-Reingasdifferenz des CMD, was auf einen ähnlichen Schönungeffekt des Biofilters hinweist. Nicht ausgeschlossen werden kann aber, daß das relativ zu Anlage IV kleinpartikuläre Prozeßwasser der Anlage II an diesem vermeintlichen Schönungeffekt mit beteiligt war. Diese Vermutung wird dadurch gestützt, daß in dem mit vergleichsweise hohen Prozeßwassereinsatz betriebenen Biowäscher (Anlage III), dessen Prozeßwasser-CMD ähnlich dem der Anlage II ist, eine Roh-Reingasdifferenz von immerhin 0,45 µm festzustellen war, wogegen im Rieselbettreaktor (Anlage I) jene Differenz nur 0,23 µm betrug, obgleich in den beiden letztgenannten Anlagen die Reingas-Prozeßwasserdifferenz unwesentlich verschieden waren. Es ist allerdings zu bedenken, daß das Rohgas in Anlage I bereits den niedrigsten CMD von allen Anlagen aufwies und daher CMD-Minderungen im Reingas durch die bisher beschriebenen Effektannahmen eher verhalten ausgefallen sind.

*Partikelverhalten  
im Füllkörper  
und Biowäscher-  
Abluftschacht*

Der verhältnismäßig lockere und offene Füllkörper des Rieselbettreaktors (Anlage I) mit seiner im Vergleich zum dichteren Biofilter vermutlich geringeren Adhäsionspotential für Partikel kann als weitere Erklärung angeführt werden, warum hier die geringste Roh-Reingasdifferenz zu beobachten war. In Anlage III wurde im Gegensatz zu den anderen Anlagen kein Füllkörper durchströmt, sondern die über einen Sprühkegel gereinigte Abluft wurde über einen Ventilator direkt nach außen abgeführt. Dies könnte zur vermehrten Impaktion größerer Rohgas-Partikel im Biowäscher-Abluftschacht geführt haben, so daß die CMD-Differenz zwischen Roh- und Reingas etwa doppelt so hoch ausgefallen ist wie beispielsweise in Anlage I, wo diese Impaktionsvorgänge vielleicht nicht so deutlich in den Vordergrund getreten sind oder sich aber auch ähnlich dimensionierte Partikel sekundär vom Füllkörper lösten und daher die Roh-Reingasdifferenz geringer ausfiel. Um Argumente dafür zu finden, warum die in BioAbluftRA auftretenden Vorgänge letztlich für Partikelgrößenverschiebungen verantwortlich zu machen sind, müßten die technischen und materiellen Randbedingungen detaillierter spezifiziert und charakterisiert werden (z.B. Füllkörperbelastungen).



**Tabelle 20.** Berechnete CMD ( $\mu\text{m}$ ) in gasförmigen und flüssigen Medien der Anlagen I bis IV.

Medium	Anlage I	Anlage II	Anlage III	Anlage IV
Außenluft	2,10	1,69	1,96	1,83
Rohgas	2,04	2,58	2,37	2,57
Reingas	1,81	1,94	1,92	2,11
$\Delta$ Roh-/Reingas	0,23	0,64	0,45	0,46
Prozeßwasser	1,54	1,64	1,62	2,84
$\Delta$ Reingas/Prozeßwasser	0,27	0,30	0,30	-0,73
Rohgas-Filterwand II*	—	—	—	2,40

\*: siehe Abb. 15 und 16c

Neben einer die gesamte Probe spezifizierenden Angabe über den durchschnittlichen Partikeldurchmesser, ist gleichwohl die Darstellung einer normierten anzahlgewichteten Partikelgrößenverteilung sinnvoll, um ein genaueres Bild über die zahlenmäßige Verschiebung der Partikel zwischen den Partikelklassen in Roh- und Reingas zu erhalten.

#### Partikelgrößenverteilung

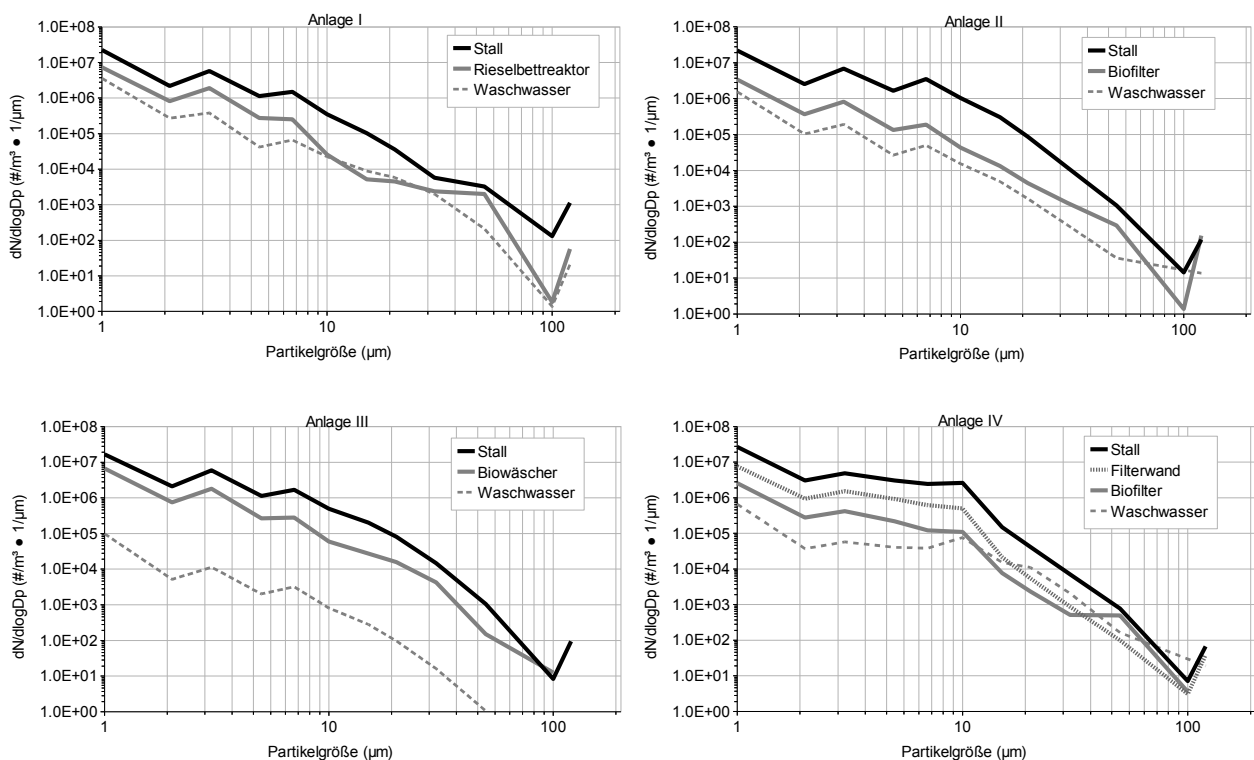
Deutlich wird in **Abbildung 60**, daß in Abhängigkeit von der Partikelgröße die Unterschiede in den Partikelzahlen teilweise unterschiedlich zwischen den Anlagen ausfallen. Im kleinstpartikulären Bereich um  $2\ \mu\text{m}$  zeigen die Anlagen I und III eine Rohgas-Reingasdifferenz von etwa  $1.400.000\ \text{n m}^{-3}$ , wogegen in den Anlagen II und IV eine Differenz von rund  $2.200.000\ \text{n m}^{-3}$  bis  $2.800.000\ \text{n m}^{-3}$  erreicht wird. Vermindert sich die Rohgas-Reingasdifferenz der  $10\ \mu\text{m}$ -Partikel in den Anlagen I und III auf  $323.000\ \text{n m}^{-3}$  bzw.  $434.000\ \text{n m}^{-3}$ , so bewegen sich die rechnerischen Unterschiede in den beiden anderen Anlagen zwischen  $1 \times 10^6$  und  $2,5 \times 10^6$  Partikel pro  $\text{m}^3$ . Wie in der kleinstpartikulären Partikelanzahlzone der Anlagen I und III ist hier auf den ersten Blick scheinbar ein weiterer beginnender „Engpaß“ ab  $30\ \mu\text{m}$  zu beobachten, der sich mit einer Rohgas-Reingasdifferenz von etwa  $3.300\ \text{n m}^{-3}$  bzw.  $10.600\ \text{n m}^{-3}$  darstellt. Aber auch in den Anlagen II und IV bewegen sich die Partikelanzahlunterschiede nur zwischen etwa  $11.000\ \text{n m}^{-3}$  und  $6.500\ \text{n m}^{-3}$ . Für die Großpartikel von  $100$  bis  $120\ \mu\text{m}$  stellt sich die Situation durchaus heterogen dar. Schaffen es die Anlagen I, II und IV für die  $100\ \mu\text{m}$ -Partikel Reduktionen zwischen  $4$  und  $128\ \text{n m}^{-3}$  zu bewerkstelligen, gab es in Anlage III dagegen eine Zunahme im Reingas um  $4$  Partikel pro  $\text{m}^3$ . Eine größere Partikelanzahl im Reingas gegenüber dem Rohgas wurde auch in Anlage II bei den  $120\ \mu\text{m}$  großen Partikeln errechnet ( $+34\ \text{n m}^{-3}$ ), ganz im Gegensatz zu der Abnahme von  $1070$  Partikeln pro  $\text{m}^3$  der selben Partikelgrößenklasse in Anlage I. Keine  $120\ \mu\text{m}$ -Partikel wurden mehr im Reingas der Anlagen III und IV gefunden. Hervorzuheben ist außerdem, daß das vergleichsweise deutlich geringer partikelbelastete Waschwasser der Anlage III keinen augenfälligen Vorteil bei der Rohgas-Reingasdifferenz nach sich zieht. Als markant in Anlage IV kann zudem

...in den Anlagen

...und denkbare Erklärungen dafür



gelten, daß das Reingas über dem Biofilter im Vergleich zum vorbehandelten Rohgas hinter der zweiten Filterwand mit  $50\text{ }\mu\text{m}$ -Partikel in Höhe von  $+395\text{ n m}^{-3}$  aufkonzentriert wurde. Das läßt entweder darauf schließen, daß der oben beschriebene Schönungseffekt für grobpartikuläre Bestandteile aus relativ hoch angereichertem Waschwasser gewissen Einschränkungen in technischer und interpretatorischer Hinsicht obliegt oder der Biofilter selbst nicht soweit erosionsbeständig ist, daß Ablösungen größerer Partikel zu zahlenmäßigen Aufkonzentrierungen führen. Beiden Deutungen könnten auch nur gewisse Zufallsprozesse zu Grunde liegen, da von den insgesamt 18 Einzelproben der Anlage IV in 11 Proben  $50\text{ }\mu\text{m}$ -Partikel hinter der Filterwand gefunden wurden aber nur in 8 Proben im Reingas über dem Biofilter. So ist die angesprochene Aufkonzentrierung des Reingases im wesentlichen durch einen Einzelfund von 1.766 Partikel pro  $\text{m}^3$  in einer der acht Proben bedingt gewesen.



**Abb. 60:** Auf Kubikmeter Roh- und Reingas basierende Partikelanzahlgrößenverteilung der Anlagen I bis IV. Für Washwasser bezieht sich die partikuläre Größenverteilung auf 1 ml.

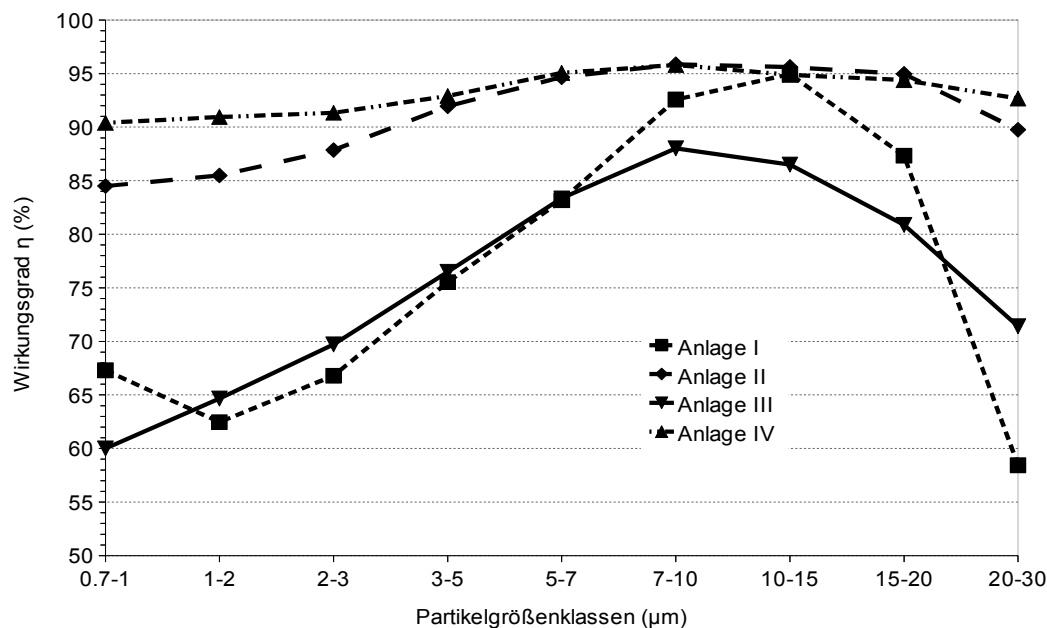
*Größere Partikel  
werden mehr ab-  
geschieden*

Die dargestellten zahlenmäßigen Relationen verschieden großer Partikel in Roh- und Reingas deuten darauf hin, daß eine partikelanzahlbasierte Bilanzierung ein detaillierteres Bild über das Abscheideverhalten liefert. Insofern können Ergebnisse anderer Untersuchungen auf den Grad ihrer Allgemeingültigkeit geprüft werden, wenn es heißt, daß der Staubabscheidegrad mit dem Partikeldurchmesser steigt (SCHICKE *et al.* 2002). Durch Zahlen untermauert, wies HAHNE (2006b) darauf hin, daß in der von ihm untersuchten Anlage tatsächlich dieses Grundprinzip zu beobachten war, denn ein massebezogener

Partikelgrößen-  
abhängige Ab-  
scheidung

Anlage I und III  
mit geringerer  
Reduktion sehr  
kleiner und sehr  
großer Partikel

Gesamtstaubabscheidegrad von 77,6% (siehe Tab. 19) war begleitet von einer relativen Partikelzahlverschiebung von größeren in Richtung kleinere Partikelgrößen. Durch die Abluftbehandlung stieg nämlich die Zahl der Partikel der kleinsten Partikelgrößenklasse von 0,3 bis 1,0  $\mu\text{m}$  deutlich um +115% an und betrug mehr als 98% aller messbaren Partikel. Erwartungsgemäß nahmen die Abscheidegrade für die größeren Partikel zu (1-2  $\mu\text{m}$ : 68,5%, 2-3  $\mu\text{m}$ : 96%, > 3  $\mu\text{m}$ : 99%; siehe auch HAHNE 2010). Vergleichbare Feststellungen über Partikelgrößenverschiebungen zwischen Roh- und Reingas stammen von CLAUS *et al.* (2011). Danach waren im Rohgas lediglich 40%, im Reingas dagegen mehr als 90% aller Partikel < 10  $\mu\text{m}$ . ZHAO *et al.* (2011) beobachteten an BioAbluftRA außerdem, daß bakterientragende Partikel > 3,3  $\mu\text{m}$  deutlich effizienter reduziert wurden als Partikelgrößen zwischen 0,65 und 3,3  $\mu\text{m}$ , für die teilweise auch Mehremissionen festzustellen waren. Grundsätzlich verschieden ist das Verhalten der Gesamtstaubpartikelfracht in den Anlagen I bis IV, wie es deutlich aus **Abbildung 61** hervorgeht, in der zunächst zwei unterschiedliche Kurvenmuster auffallen. Die Anlagen II und IV wiesen mit etwa 85 bis 96% bzw. 90 bis 96% die höchste Kontinuität in den Abscheidegraden über die Partikelklassen bis 30  $\mu\text{m}$  auf. Bereits hier deutet sich jedoch eine Abweichung in der Aussage einer stetig ansteigenden Zunahme des Rückhaltevermögens bei größer werdenden Partikel an, da in den letzten drei Partikelklassen von 10 bis 30  $\mu\text{m}$  der Abscheidegrad wieder sinkt. Sehr viel auffälliger verhalten sich die Anlagen I und III, die gegenüber den anderen beiden Anlagen sehr viel geringere Abscheideniveaus in den sehr kleinen (0,7-1  $\mu\text{m}$ : 60 bzw. 67%) als auch in den sehr großen Partikelklassen (20-30  $\mu\text{m}$ : 58 bzw. 71%) präsentieren. In allen Anlagen liegen die höchsten Wirkungsgrade im Bereich von 7 bis 15  $\mu\text{m}$ . Auf Angaben für Partikel > 30  $\mu\text{m}$  wurde verzichtet, da die Partikelanzahl in den Proben gering und größeren Schwankungen unterworfen war, so daß die Ermittlung von Wirkungsgraden wohl rechnerisch möglich gewesen wäre, doch kaum das reale Abscheideverhalten großer Luftbestandteile allgemeingültig hätte beschreiben können.



**Abb. 61:** Partikelgrößenselektierte Wirkungsgrade in den Anlagen I bis IV.

*Abscheidegrad  
von Bakterien ist  
auch eine Frage  
der Partikel-  
größenverteilung*

Im Zusammenhang mit den erläuterten Partikelgrößenverteilungen liegt es nahe, für die luftgetragenen Mikroorganismen ähnliche partikelgrößenabhängige Rückhalteeffizienzen bzw. Verteilungen vermuten zu dürfen. Bestätigung hierfür findet sich in den deutlich unterschiedlich zu Tage tretenden Abscheidegrade von 90% und 39% für *Aspergillus fumigatus* bzw. mesophilen Bakterien an Biofiltern. Erklärt wurde dieser Unterschied damit, daß die größeren Schimmelpilze mit einer Größe von 2,1-3,3 µm ein effizienteres Abfangen im Biofilter als die kleineren Bakterien mit Dimensionen von 1,1-2,1 µm erfuhren (SANCHEZ-MONEDERO *et al.* 2003). Diese Schlußfolgerung läßt sich mit den Beobachtungen von SCHARF (2004) in Verbindung bringen, die durch den Einsatz eines 6-stufigen Andersen-Sammlers in einer BioAbluftRA zeigte, daß die keimtragenden Partikel (aerobe Gesamtkeimzahl, aerobe Gram-negative Bakterien, Schimmelpilze) im Reingas insgesamt einen kleineren Durchmesser hatten als jene auf der Rohgasseite.

*Spielen vielleicht  
Oberflächen-  
Volumen-Ver-  
hältnisse der  
Partikel eine  
Rolle ?*

Eine geäußerte Vermutung von SCHARF (2004) war es, daß ein großer Teil der aerogenen Keime die BioAbluftRA ungehindert passiert hat, wohingegen einatembarer Staub zum Teil ausgewaschen wurde. SCHARF (2004) selbst schränkt ein, daß dies der allgemeinen Auffassung einer obligaten Clusterbildung zwischen Staubpartikeln und Mikroorganismen widerspräche, selbst dann, wenn für Schimmelpilze und ihren Sporen ein gewisser Singularitätsstatus angenommen werden darf (eigener Kommentar). Denkbar ist, daß die vermehrt auftretenden kleinen Partikel auf der Reingasseite eine relativ größere Partikeloberfläche aufweisen, die mehr Platz für adsorbierbare Keime bietet als die relativ kleinere Oberfläche der größeren Partikel (Oberflächen-Volumen-Verhältnis: O/V-Ratio). Allerdings wäre dann davon auszugehen, daß mehr sphärisch geformte Partikel vorliegen, um den besagten Zusammenhang plausibel erscheinen zu lassen. Die mikroskopischen Untersuchungen von NANNEN *et al.* (2005) bestätigen dies wenigstens für Schweinestallstaub, da hier der Anteil runder und ovaler Bestandteile mit kleiner werdenden Partikeln zunahm. Auf der anderen Seite muß berücksichtigt werden, daß bedingt durch die Eigengröße isoliert vorliegender Mikroorganismen (z.B. Kokken etwa 1,0 µm, *E. coli* etwa 1,5 x 0,5 µm) der platzmäßigen Ausnutzung einer günstigen O/V-Ratio bei Unterschreitung einer kritischen Partikelgröße Grenzen gesetzt sind. Diese Limitation könnte jedoch in meßmethodischer Hinsicht „aufgeweicht“ werden, wenn es, wie von SCHMITT-PAUKSZTAT *et al.* (2005) berichtet, zwischen den Partikelgrößen deutliche Dichteunterschiede gibt, nach denen große Partikel geringere Dichten aufweisen als Kleinere. Das hätte Konsequenzen für die Trennschärfe der Partikel in dem von SCHARF (2004) benutzten Kaskadenimpaktor. Große Partikel impaktieren dann nicht schon in den ersten Impaktorstufen, sondern dringen wegen ihres geringeren Beharrungsvermögen mit dem Luftstrom in die tieferen Impaktorstufen vor, können dort durchaus noch den kleinsten Lochdurchmesser von 0,25 mm der letzten Impaktorstufe passieren und transportieren dabei aufgrund ihrer absolut größeren Partikeloberfläche auch mehr Keime und die Ausbeute steigt. Dies steht nicht im Widerspruch zu den Beobachtungen von HAHNE (2006b), der ein optisch-basiertes Meßverfahren benutzte, in dem die Klassifizierung nach Partikelmorphologie und nicht wie beim Kaskadenimpaktor nach Partikelmasse und Trägheitskräften erfolgte.

*Und welche  
meßmethodischen  
Gründe begrün-  
den hohe Keim-  
mengen der  
Partikel ?*

*Denukulation in  
BioAbluftRA ?*

Als einen weiteren Erklärungsansatz bietet SCHARF (2004) an, daß durch den Abluftreinigungsprozeß Keime von den Stäuben getrennt wurden. Dies mag zum einen als mechanisch bedingte Denukulation der Staub-Keim-Assoziation in der Gasphase aufzufassen sein, obgleich angenommen werden darf, daß im Gegenzug auch Nukleationsprozesse stattfinden, die Staubpartikel und Keime wieder

<p><i>Trotz relativer Unlöslichkeit des Staubes ist ein Reentrainment denkbar</i></p>	<p>„zusammenfinden“ lassen. Zum anderen könnte auch durch im Waschwasser enthaltende oberflächenaktive Substanzen eine Separation der Partikel-Keim-Cluster bedingt sein. Dies wäre ein nachvollziehbarer Mechanismus, da der abluftgetragene Staub kaum wasserlöslich ist und daher hauptsächlich als Feststoff in der BioAbluftRA verbleibt (HAHNE 2009). Jene Detergenswirkung würde erklären, warum einatembarer Staub mit anhaftenden Keimen in der BioAbluftRA wohl im wesentlichen wasserunlösbar abgeschieden wurde aber ein Reentrainment vermehrt mikrobiell befrachteter Kleinstpartikel oder gar isolierter Keime über die Prozeßwasserausbringung in den Luftstrom dennoch möglich wurde.</p>
<p><i>Könnte das Abscheidegeschehen durch Interaktionskräfte zwischen Partikel und Keimen beeinflusst werden ?</i></p>	<p>Unberücksichtigt bleiben gleichermaßen qualitative Unterschiede, die mit den Partikelgrößen assoziiert sind und daher die Frage aufwerfen, inwiefern hierüber auch die Adsorptionskräfte zwischen Keimen und Partikel mit bestimmt werden. SCHMITT-PAUKSZTAT <i>et al.</i> (2005) weisen darauf hin, daß die kleineren Stallpartikel wohl eher mineralischen Ursprung sind, wogegen die größeren Bestandteile organischer Natur sein sollen. Gemessen an der Komplexität mikrobieller Zellwände sollten hier entsprechende Unterschiede in den Interaktionsausprägungen zwischen belebten und unbelebten Partikel auftauchen. Das Analogon hierzu findet sich in den Affinitätsunterschieden gasförmiger Kontaminanten gegenüber den verschiedenen Füllkörpermedien von BioAbluftRA (DEVINNY <i>et al.</i> 1999). Inwiefern diese Wechselwirkungen zu unterschiedlichen partikulären Befrachtungen an Keimen führen könnte (z.B. durch elektrostatische An- oder Abstoßung) oder das partikuläre Adsorptionsvermögen durch stoffliche Veränderungen im Zuge der Abluftbehandlung selbst beeinflusst wird, muß hier genauso unbeantwortet bleiben wie schließlich auch die übrigen Mutmaßungen.</p>
<p><i>Barriere-freier Austrag von keimbelastetem Prozeßwasser</i></p>	<p><b>Mikrobieller Prozeßwassereinfluß.</b> Allen BioAbluftRA ist prinzipiell gemein, daß sie das Rohgas mit Hilfe von über Düsen oder ähnlichen Vorrichtungen ausgebrachten Prozeßwasser konditionieren. Hinzu kommt, daß bei Biowäschern und Rieselbettreaktoren ein stetes Versprühen des Waschwassers stattfindet. Damit gehen Bildungen von Sekundäraerosolen einher, die je nach Düsenkonfiguration und Wasserdruck als Nebel oder als regentropfartige Durchsetzung des abströmenden Rohgases in Erscheinung treten. Da jene Prozeßwasseraerosole wie hier gezeigt wurde mit Biopartikeln hoch angereichert sind, darf angenommen werden, daß reingasseitige Probenahmen umständehalber jene tropfenartigen Wasseraerosole aspirieren und kumulieren, insbesondere dann, wenn Tropfenabscheider nicht vorhanden sind. Daraus resultieren zum Teil außerordentlich große Ausbeuten an Keimen auf der Reingasseite im Vergleich zu denen auf der Abluftseite mit der Folge, daß der Wirkungsgrad sinkt oder sogar negativ wird. Diesen Einfluß stark prozeßwasserhaltiger Aerosole auf die Rückhalteeffizienz konnten SEEDORF und HARTUNG (2002a) in einer dreistufigen Kombi-Anlage exemplarisch zeigen, in der sie hinter der zweiten Stufe der raumgekapselten BioAbluftRA für Endotoxine einen Wirkungsgrad bis -11.229,3% feststellten.</p>
<p><i>...kann zu hohen Luftgehalten führen</i></p>	<p>Daß der beschriebene Effekt auch real gerade bei Biowäschern mit frei in die Außenluft abströmenden Wasseraerosolen zum Tragen kommt, ließ sich im Einzelfall in Anlage III demonstrieren, wo sich an einem Untersuchungstag für Endotoxine eine ausgesprochen hohe Anreicherung im Reingas abzeichnete, was zu einem Wirkungsgrad von -12.170,9% führte. Werden alle Untersuchungen zusammen berücksichtigt, konnte auf dieser Grundlage eine hoch signifikante Korrelation zwischen den Partikeln im Waschwasser und im Reingas für Anlage III</p>



Korrelationen  
zwischen Wasch-  
wasserkeim- und  
Reingasgehalten  
eher nicht

festgestellt werden. Sind dagegen Barrieren in Form von Filterwänden oder Biofilterschüttungen vorhanden, treten scheinbar die Austräge an Wasseraerosolen in den Hintergrund und verursachen keine bedeutsamen Sekundäraerosole auf der Reinluftseite (vgl. S. 5-35, Schönungseffekt). So wurden daher in den Anlagen II und IV und wider Erwarten auch über dem Rieselbettreaktor der Anlage I keine signifikanten Korrelationen zwischen mikrobiellen Waschwassergehalten und Reinluftkonzentrationen gefunden. Diese Beobachtung wird von SCHARF (2004) gestützt, die ebenfalls in dem von ihr untersuchten 2-stufigen Abluftwäscher keine auf Basis von Biopartikeln bezogene statistisch gesicherte Korrelation zwischen Waschwasser und Reinluftkonzentration herausfinden konnte, obgleich sie eine Tendenz feststellte, daß höhere biopartikuläre Waschwassergehalte zu niedrigeren Reduktionsgraden führten. Werden qualitative Aspekte herangezogen, wird nichtsdestotrotz die Bedeutung der waschwasserbedingten Sekundäraerosole dadurch unterstrichen, daß ZUCKER *et al.* (2005) bei der Gram-negativen Mikroflora eine durchaus an die Waschwasserqualität gekoppelte Verschiebung des Keimspektrums zwischen Roh- und Reingas beobachten konnte. Waren in der Rohluft 58,3% *Enterobacteriaceae* und 25,8% *Pseudomonadaceae* vertreten, so konnten reingasseitig nur noch 9,5% Enterobakterien aber nunmehr 61,4% Pseudomonaden nachgewiesen werden. Letztere scheinen offensichtlich aus dem Waschwasser gekommen zu sein, da dieses eine Dominanz an Pseudomonaden mit einem mikrobiellen Anteil von 55% aufwies, *Enterobacteriaceae* aber nur zu 12% vertreten waren. Gerade dieser letztgenannte Punkt fordert regelrecht dazu auf, nach Indikatoren zu suchen, die eine zweifelsfreie Herkunft der Reingasinhaltstoffe aufzeigt. Die künstliche Dotierung von Rohgas und Waschwasser mit in BioAbluftRA natürlicherweise nicht vorkommenden Partikeln und deren eindeutige Unterscheidbarkeit von systemimmanenten Biopartikeln verspricht ein methodischer Ansatz zu sein, wie über einen inneren Standard, eine Bilanzierung der Partikelfrachten zwischen den beteiligten Kompartimenten aufgestellt werden kann. Dies helfe im übrigen auch die im Unterkapitel *Partikelphysik und Aerosoldynamik* aufgestellten Hypothesen zu verifizieren, zu modifizieren oder auch zu widerlegen.

Relative  
Keimgehalte  
verschieben sich  
zwischen Roh-  
und Reingas

**Sonstige denkbare Einflüsse.** Strömungsmechanische, fluidphysikalische und biofilmmorphologische Faktoren könnten zur Freisetzung mikrobiell angereicherter Partikel aus der BioAbluftRA selbst beitragen und Mitverursacher für übermäßige Kumulationen in den reingasseitigen Sammelvorrichtungen sein, so daß jene Faktoren folglich Sekundäraerosole hervorrufen und sich mit möglichen Primäraerosolen zur Gesamtemissionslast aufaddieren.

Erosionen aus  
dem Füllkörper  
durch Luft-  
strömung

Die Ablösung von Mikroorganismen vom Trägermaterial ist im wesentlichen durch scherkraftbedingte Erosionen bedingt, an deren Ausmaß der Füllkörper je nach Art und Struktur mit beteiligt ist. So fanden OTTENGRAF und KONINGS (1991) beispielsweise heraus, daß fein und homogen texturierte Materialien danach grundsätzlich geringere Mengen an Mikroorganismen emittierten als grob und mehr heterogen strukturierte Materialien. Ihre Ergebnisse zeigten aber auch, daß zunehmende Durchströmungsgeschwindigkeiten in Biofiltern wider erwartend eine fortschreitend sinkende Reingaskonzentration an Mikroorganismen verursachten, was auf die mit der Strömungsgeschwindigkeit wachsende Impaktion der Keime im Füllmaterial zurückgeführt wurde. Trotzdem sind in Abhängigkeit von den auf die flüssigkeits- und biofilmbenetzte Oberfläche der Füllmaterialien wirkenden Strömungen auch Loslösungen mikrobieller Frachten als Keimkonglomerate vorstellbar, selbst wenn trotz der grundsätzlich turbulenten Strömung an der

Phasengrenze zwischen Gas und flüssigkeitsbenetztem Biofilm eine sehr dünne laminare Strömungsausprägung zu finden ist (DEVINNY *et al.* 1999), die gegenüber einer chaotischen Strömungssituation ein geringeres Biofilmbablösepotential verursachen könnte. Allerdings muß dabei berücksichtigt werden, daß sich laminare Strömungen in Turbulente umwandeln können, wenn entsprechende Reynolds-Zahlen erreicht werden (HINDS 1999). So können allein Veränderlichkeiten der Strömungsdurchmesser im Füllmaterial die Strömungsqualität ändern; ein Umstand, der allein durch etwaige räumliche Unterschiede im Verdichtungsgrad der verschiedenen Füllmaterialien in Biofilter und Rieselbettreaktoren zum Tragen kommt.

*Scherkräfte an  
der Biomasse*

Nicht unerheblich dürfte sich auch auswirken, wenn die Biomassekonzentration und -zusammensetzung in der BioAbluftRA Biofilme mit filamentöser Struktur entstehen läßt, an denen im Vergleich zu „glatten“ Biofilmoberflächen ungleich größere Scherkräfte wirken können (ZILLI *et al.* 2005). Verschärft werden könnten diese Vorgänge wie auch die Übergangswahrscheinlichkeit von laminar nach turbulent durch die Quelleigenschaften der Stallstäube, die die Kanalweiten der Füllkörper verengen (HAHNE 2009) und dadurch über den Biofilmen höhere Strömungsgeschwindigkeiten entstehen, sofern die erhöhten Strömungswiderstände durch nicht allzu große Druckverluste kompensiert werden.

*Entstehung von  
Sekundär-  
partikeln*

Die kinetische Energie solider Partikel könnte ferner dafür verantwortlich sein, daß von biofilmbesetzten Oberflächen unter bestimmten Voraussetzungen (z.B. Anströmwinkel, Zähigkeit und Grad der Oberflächenrauigkeit des Biofilms) Kleinststücke mit hoher mikrobieller Dichte herausgetrennt werden und als Sekundäraerosol auf die Reingasseite gelangen und dort im Vergleich zur originären Abluft zum Konzentrationsüberhang beitragen (ZILLI *et al.* 2005). Im übrigen führen auch fluide Teilchen beim Aufschlag auf wäßrige Oberflächen zur Tröpfchenbildung mit soliden Einschlußkörperchen (siehe Kap. • 5.3).

*Detergentien und  
Temperatur*

Das Ausmaß von Oberflächenabrissen mikrobiell angereicherter Flüssigkeiten dürfte außerdem von der Oberflächenspannung und der Viskosität der Fluide abhängig sein. Im Prozeßwasser gelöste Stoffe tragen an einer Herabsetzung der Oberflächenspannung bei, indem Biomasse innerhalb der BioAbluftRA zerfällt und beispielsweise Phospholipide mit Seifencharakter (*surfactants*) freigesetzt werden (s.o.). Desweiteren verdienen die Temperaturverhältnisse Beachtung, nicht nur weil jene das Biomassewachstum fördern und mechanisch bedingte Freisetzungsprozesse von Keimen an Wahrscheinlichkeit gewinnen, sondern auch, weil Wärme neben der Oberflächenspannung auch die Viskosität von Flüssigkeiten ändert, die mit steigender Temperatur abnimmt. Rohgastemperatur und insbesondere saisonale Einflüsse sind hierbei gebührend zu berücksichtigen.

Darüber hinaus tragen auch die eingesetzten Meßmethoden indirekt zu den Emissionsmerkmalen der BioAbluftRA bei, warum in Ergänzung zu den bereits gemachten Informationen über die interaktiven Zusammenhänge von Partikelgröße, Partikeldichte und Kaskadenimpaktion (s.o.) hier weitere in Kürze formuliert werden.

*Methoden-  
verursachte  
Beobachtungen*

Sammelvorrichtungen wie das hier benutzte Impingement werden bewußt für das Aufbrechen größerer Partikel-Keim-Cluster genutzt, um die mikrobielle Ausbeute in einer anschließenden Kultivierung zu erhöhen. Dadurch kann es möglich werden, daß zufallsbedingt große, mit vielen Mikroorganismen behaftete Partikel in

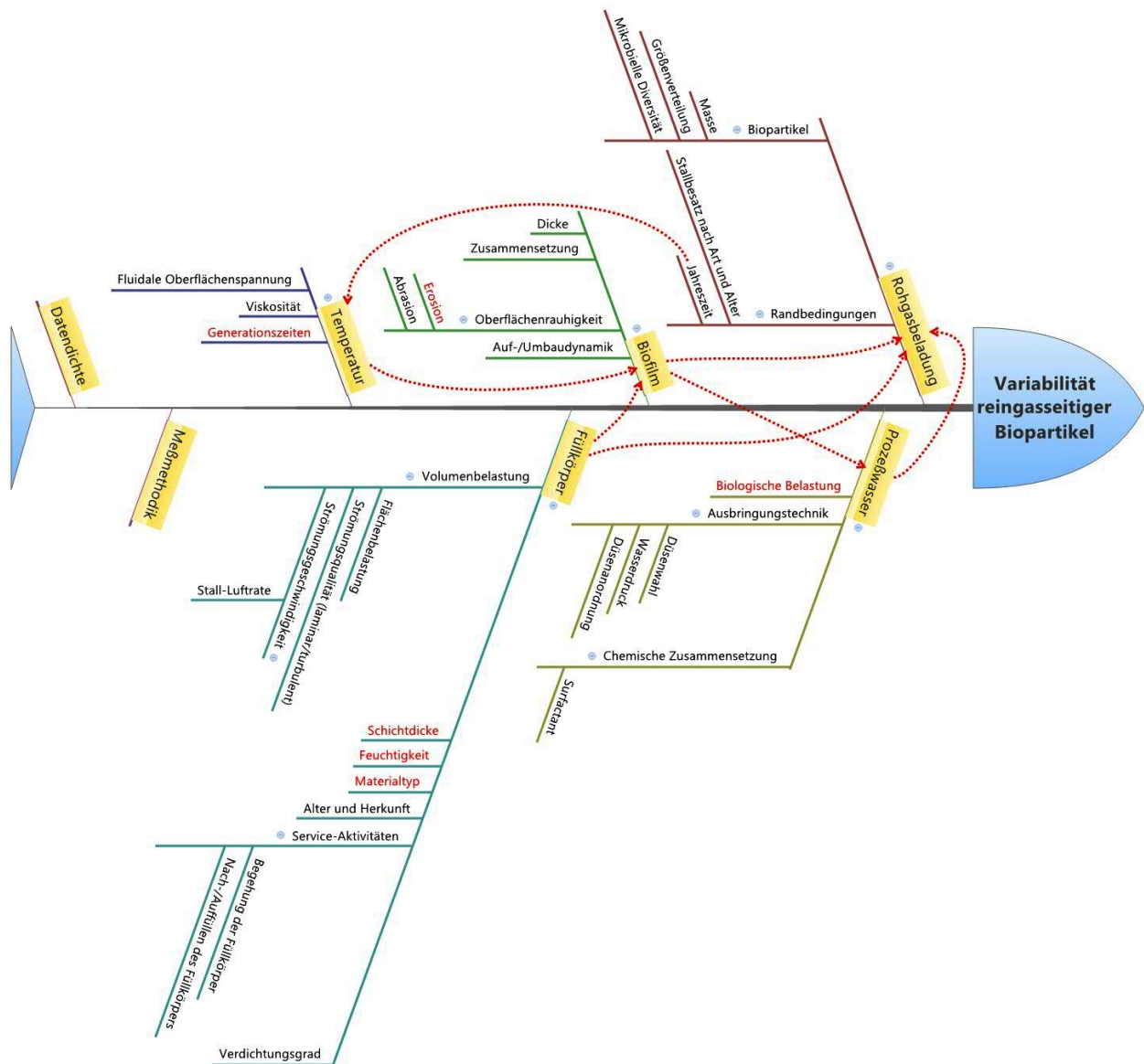


Impinger eingesogen und vereinzelt werden. Passiert dies im überproportional großen Maßstab auf der Reingasseite, vermag ggf. der Wirkungsgrad  $< 0$  zu werden. Allerdings ist ein solches Szenario natürlich auch auf der Abluftseite denkbar und könnte mit dafür verantwortlich sein, daß ausgesprochen hohe Wirkungsgrade zustande kommen. Daß es trotzdem zu einem höheren Vereinzelnungsgrad in den Reingas-Impingern kommt, mag daran liegen, daß vermehrt im reingasseitigen Bioaerosol enthaltendes Surfactant mit aspiriert wird, was sich in höheren kulturellen Ausbeuten darstellt. Dies wird teilweise bewußt durch Zusatz von oberflächenaktiven Substanzen wie dem Tensid Tween 80® in Impingerflüssigkeiten ausgenutzt (GÄRTNER *et al.* 2005).

*Stichproben-  
umfang und  
Geräteinsatz*

Im Gegensatz zu kontinuierlich durchführbaren Gasmessungen erfolgen Bioaerosolmessungen zwangsweise diskontinuierlich, da sich mikrobiologische Laborarbeitstechniken nach der Probenahme anschließen. Diese im Vergleich zu den apparativen Möglichkeiten der Gasmessungen ungünstigeren Bedingungen, lassen unter Zugrundelegung der versuchstechnischen Verhältnismäßigkeit ungleich geringere Stichprobenumfänge pro Untersuchungsperiode bei den partikulär ausgerichteten Meßverfahren zu und mögen mit ein Grund dafür sein, daß gerade die mikrobiell ausgerichteten Wirkungsgrade größeren Schwankungen unterworfen sind. Der geschilderte methodische Unterschied beeinflußt entsprechend auch die potentiell verfügbare Datendichte. Dauert eine Impingerbeprobung beispielsweise 20 min so lassen sich im Sekundentakt online-Meßwerte für Gase ermitteln; die Werteausbeute ist also ungleich höher. Hier gilt es, auf Datenkontingente zugreifen zu können, die die Güte von Signifikanztests gewährleisten und eine klare Abgrenzung zwischen repräsentativen Mittelwerten und Streuungen auf Roh- und Reingasseite zulassen. Darüber hinaus können saisonale wie auch tierhaltungsbedingte Einflüsse (z.B. Alter der Tiere) eine Rolle spielen.

In **Abbildung 62** werden die geschilderten Ursachen für variable reingasseitige Biopartikelgehalte und -kompositionen zusammengefaßt und überdies durch weitere einflußnehmende Faktoren ergänzt.



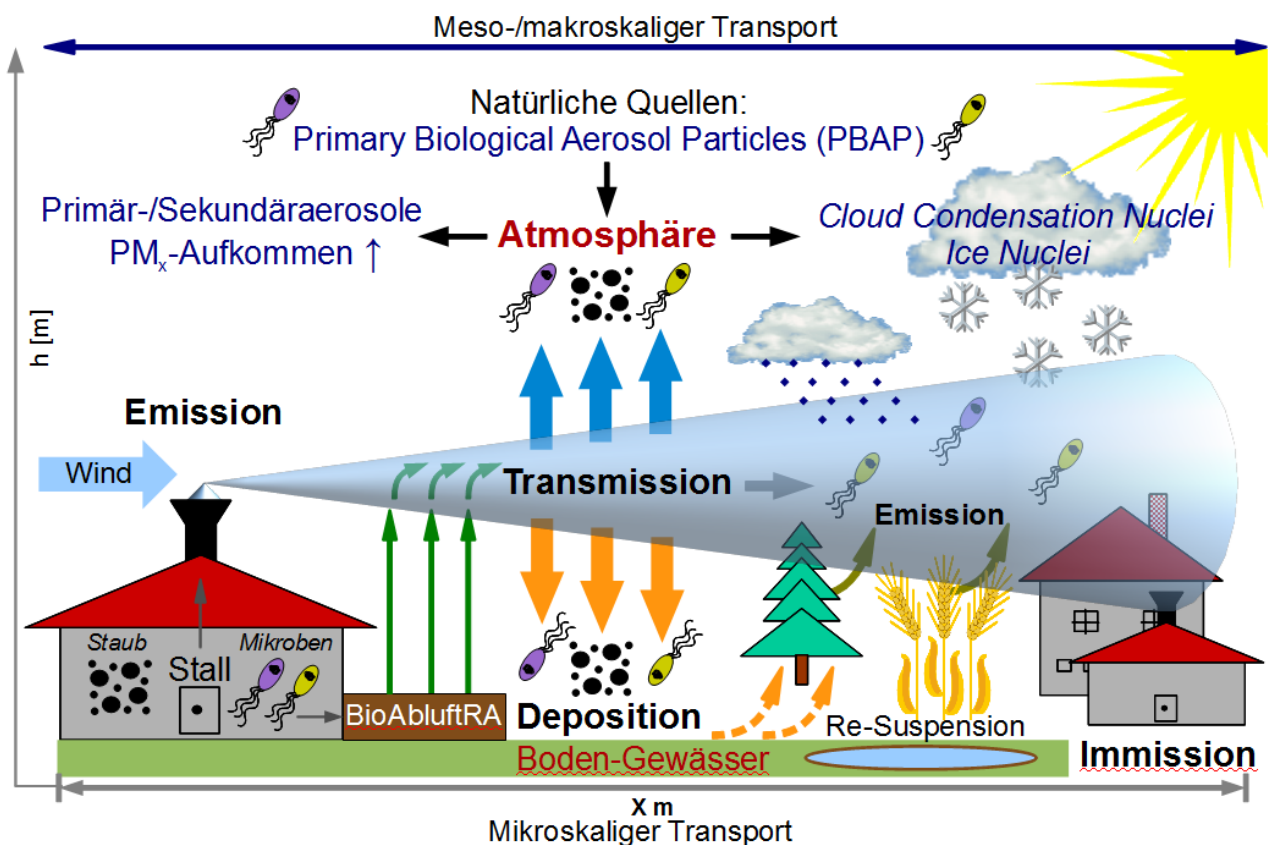
**Abb. 62:** Potentielle Ursache-Effekt-Beziehungen von auf die Variabilität der reingasseitigen Biopartikel einflußnehmenden Faktoren. Die roten Wortmarkierungen und Pfeile deuten eine Auswahl möglicher Interaktionen zwischen den Faktoren an.

### 5.2.3 Die Rolle der Anlagen im Emissionsgeschehnis

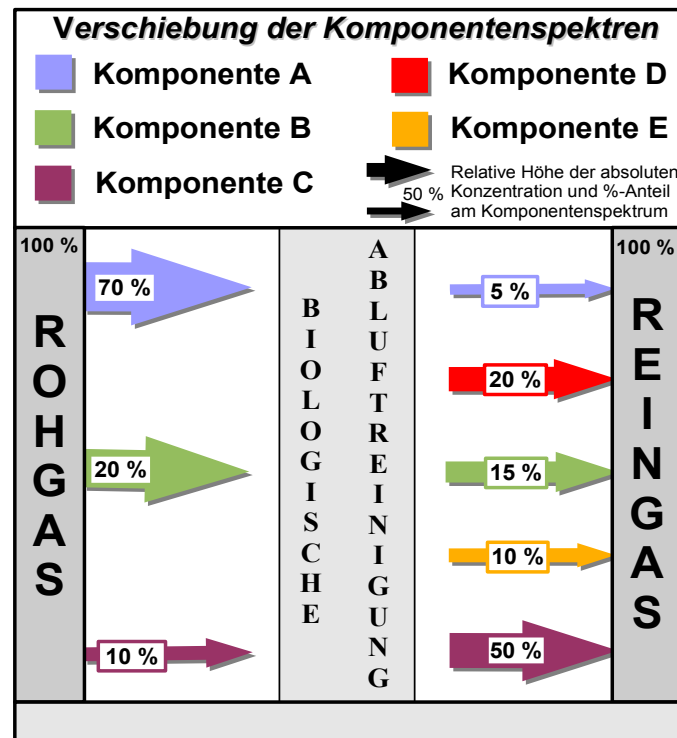
Tierhaltungsbedingte Emissionen aerosolisierter Biopartikel in der Landwirtschaft können aus verschiedenen Blickwinkeln betrachtet und bewertet werden (siehe auch Kapitel 2). Hierbei gilt es, hygienische Wirkungspotentiale beim Tier, beim Menschen und in der Umwelt zu belegen oder zumindest hypothetisch abzuschätzen. Auch wenn es im Zusammenhang mit dieser Arbeit um eine primär die BioAbluftRA betreffende Wirkungseinschätzung geht, muß die durch die BioAbluftRA behandelte wie auch die direkt durch Kamine in die Umwelt strömende Abluft zunächst ganz allgemein als Emissionsfracht angesehen werden

Gemeinsame  
Betrachtung von  
Stall- und  
BioAbluftRA-  
Emissionen

(Abb. 63), ungeachtet des Umstandes, daß es bei BioAbluftRA um eine qualitative und quantitative Veränderung der mikrobiellen Emissionslage des jeweiligen Stalles gehen kann (Abb. 64). Aufgrunddessen ist es sinnvoll, biopartikuläre Freisetzungen, ihre Verfrachtung und die Folgen für einen Immittenten, situationsübergreifend zu theoretisieren, um schließlich nach Möglichkeiten zu suchen, die BioAbluftRA zwischen den bislang dokumentierten Emissions- und Wirkungsuntersuchungen des Schrifttums zu positionieren. Dazu gehört eben auch neben gesundheitlichen Belangen ebenso atmosphärische physikochemische Vorgänge zu betrachten, da partikuläre Frachten der Außenluft bodennah wie bodenfern miteinander verkettet sind (PÖSCHL 2005).



**Abb. 63:** Tierhaltungsbedingte Emission, Transmission und Immission im Überblick. Freisetzung von Stäuben und Mikroorganismen aus Stall und BioAbluftRA und ihre Verteilung in Umweltkompartimenten.



**Abb. 64:** Theoretische qualitative und quantitative Veränderlichkeit der biopartikulären Rohgas- und Reingaskomponenten in einer BioAbluftRA. Komponenten A und B erfahren eine Reduktion unterschiedlichen Ausmaßes. Dabei könnte es sich um eine Ausdünnung der Primäremission, um Sekundäremissionen mit Biopartikeln gleicher Art wie auf der Rohgasseite oder auch um eine Mischung beider Emissionsherkünfte handeln. Komponente C hingegen wird aufgrund von möglichen Anreicherungen in der BioAbluftRA vermehrt freigesetzt. Durch mikrobielle Einträge aus der Umwelt avanciert die BioAbluftRA zur ökologischen Nische, in der die Komponenten D und E generiert und zusätzlich aus der Anlage emittiert werden.

*Erfahrungen  
transmittierbarer  
Erreger zwischen  
Stallungen*

**Tierische Erreger und Transmission.** Hinreichende Erfahrungen gibt es über die Bedeutung aerogener Infektionsübertragungen nicht nur zwischen Tieren auf Stallebene, sondern auch zwischen Herden, die sich an unterschiedlich geographischen Standorten befinden. Dazu müssen teilweise über viele Kilometer zwischen den Tierbeständen stattfindende atmosphärische Transmissionen tierischer Seuchenerreger verantwortlich gemacht werden, wie dies beispielsweise für die viral bedingte Maul- und Klauenseuche (MKS) im besonderen zutrifft (GLOSTER *et al.* 2003, SØRENSEN 2003). So wurden im Laufe der Zeit belastbare Daten über virale Quellstärken und erforderliche Immissionsdosen für die Infektionshaftung in Tierbeständen gesammelt (z.B. GLOSTER *et al.* 2008, SELLERS u. GLOSTER 2008), um die infektionsepidemiologische Bedeutung der Luft herauszustellen. In neuerer Zeit rücken zudem weitere bedeutende Tierseuchen wie die Europäische Schweinepest (ESP) in den Vordergrund, denen ursprünglich eine hauptsächlich tierkontaktassoziierte oder vektoriell vermittelte Infektionsübertragung (z.B. Stallgeräte, Schädlnager) unterstellt wurde, nun aber auch die aerogene Route als beachtenswert im Infektionsgeschehnis zu diskutieren ist (WEESENDORP *et al.* 2008).

*Wissenszuwachs  
über aerogene  
Ausbreitung von  
Erregern*

Stellen Tierseuchen wie die MKS üblicherweise einen Ausnahmezustand mit regionaler und zeitlicher Begrenztheit dar, gibt es „im alltäglichen Stallgeschehen“ eine Vielzahl von Erregertypen, die regelmäßig zu apparenten oder inapparenten Infektionen in Tierbeständen führen und ausgeschieden werden, womit sie teilweise in die Lage versetzt werden, im luftgetragenen Zustand über Distanzen hinweg vermeintlich gesunde Bestände zu infizieren. Die jüngsten Felduntersuchungen von DEE *et al.* (2009) haben gezeigt, daß das Virus des *Porcine Reproductive and Respiratory Syndrome* (PRRS, syn.: Seucherhafter Spätabort der Sauen) und *Mycoplasma hyopneumoniae* (syn.: Ferkelgrippe) in 4,7 km Entfernung zur Quelle detektiert werden konnten. Diese Beobachtungen greifen VERREAULT *et al.* (2010) auf, um für eine weitere Infektionserkrankung der Schweine, nämlich der porzinen Circovirose, die Hypothese aufzustellen, daß Circoviren aufgrund der deutlich höheren Resistenzeigenschaften gegenüber dem PRRS-Virus mindestens so große, wenn nicht gar größere Luftstrecken überwinden können, nachdem das Autorenteam den Erreger in der Stallluft hat nachweisen können.

*Können  
BioAbluftRA  
präventiv bei  
Tierinfektionen  
eingesetzt  
werden ?*

Wird sich bewußt gemacht, daß die genannten aerogenen Ausbreitungsbeispiele für tierische Erreger durch unbehinderte Emissionen aus Ställen bedingt sind und beispielsweise nur filtrierte Zuluft beim PRRS-Immitten einen Infektionsausbruch trotz aller gängigen Bestandsabschirmungsmaßnahmen zu verhindern vermag (PRITIKIN *et al.* 2009), drängt sich regelrecht die Frage auf, welchen Einfluß womöglich BioAbluftRA auf die Emissionslage haben, indem diese Anlagen vielleicht einen komplementären Beitrag zur Hygienisierung erregerbehafteter Abluftströme beisteuern könnten. Besonders für ein solches „Schwergewicht“ unter den Tierseuchen wie dem hoch kontagiösen MKS-Virus, vermag der je nach eingesetztem Verfahren in der chemischen Wäsche eingestellte pH-Wert zwischen etwa 1,5 und  $< 5$  (HAHNE 2006c) eine schwer überwindbare Barriere darzustellen, ist doch die Stabilität und Infektiosität des MKS-Virus bei pH-Werten  $< 6,5$  nicht mehr gegeben (ROLLE u. MAYR 1984). Auf der anderen Seite gibt es auch pH-resistentere Mikroorganismen wie das porzine Circovirus, das Expositionen gegenüber pH 3 widersteht (ALLAN *et al.* 1994) und daher die übliche saure Abluftbehandlung mit Schwefelsäure u.U. unbeschadet überstehen könnte. Ähnliche Inaktivierungsdefizite müssen für den viralen Erreger der infektiösen Bursitis des Huhnes (syn.: Gumboro-Krankheit) angenommen werden, dem eine Widerstandsfähigkeit bei pH-Werten zwischen 2 und 9 zugesprochen wird (MÜLLER u. RAUTENSCHLEIN 2005, ROLLE u. MAYR 1984). Je nach Tenazitätsprofil der verschiedenen Infektionserreger kämen im Prinzip eine Reihe von physikochemischen Interventionen in Frage, um eine Hygienisierung des Rohgases vorzunehmen (VAN DEN WEGHE 2006). Die Zumischung von Peressigsäure in das Waschwasser eines Luftwäschers im Labormaßstab hat beispielsweise gezeigt, daß das widerstandsfähige Gumboro-Virus zu 100% inaktiviert werden konnte (AARNINK *et al.* 2004b, AARNINK *et al.* 2005). Solche und ähnliche chemische Desinfektionsmittel bedürfen jedoch eines gezielten Einsatzes, da, wie im Falle der Peressigsäure, die Reaktion mit organischer Substanz schnell zu Wirkungsverlusten führen kann (Eiweißfehler). Hinzu kommen Überlegungen zur Korrosionsbeständigkeit der eingesetzten Materialien und womöglichen negativen Einflußnahmen auf die erwünschten biologischen Leistungen innerhalb der BioAbluftRA (z.B. mikrobiozider Effekt im Biofilter). Nichtsdestotrotz sehen AARNINK *et al.* (2005) im Einsatz von Peressigsäure statt der üblicherweise eingesetzten Schwefelsäure eine Vorsichtsmaßnahme, um einer Erregerdispersion von Tierhaltung zu Tierhaltung im Tierseuchenfall vorzubeugen, was besonders in Regionen mit hoher Stall- und Tierdichte von unschätzbaren Wert ist. Einmal einen

*Interventionen  
durch Säurezu-  
mischung*



### Erregertenazitäten im Blick behalten

solchen Gedanken gefaßt, vermag die Kenntnis über physikochemische Destabilisierungsmöglichkeiten bei Mikroorganismen einen Weg aufzuzeigen, inwiefern die rohgasseitigen, eigentlich infektiösen Emissionslasten eines im Routinebetrieb befindlichen Stalles mit BioAbluftRA beim Immittenten dennoch wirkungslos bleiben. Nochmals auf PRRS und Mykoplasmosen zurückkommend, scheint dies eine ernsthafte Überlegung wert zu sein, wenn dem PRRS-Virus eine Instabilität außerhalb eines pH-Wertes von 5,5 bis 6,5 zuteil wird (BELTRAN-ALCRUDO u. LUBROTH 2007). Zellwandfreie Mykoplasmen gelten als fragile Mikroorganismen, deren Stabilität am ehesten im Neutralbereich bis hin zur leicht alkalischen Zone (pH 8) gewahrt ist und die sich daneben durch eine vergleichsweise geringe osmotische Resistenz auszeichnen (HOTTE u. WRIGHT 1966, RAZIN 1964). Sich auf diese ausgewählten Angaben stützend, würden BioAbluftRA eine nennenswerte Rolle bei der betrieblichen Bestandsabschirmung zu Gunsten anderer Standorte spielen können, sofern andere, protektiv wirkende Faktoren (z.B. durch Biofilme, siehe auch Kap. • 5.3) in der BioAbluftRA des Emittenten sowie dessen Mehremissionspotentiale nicht helfen, die Überlebensfähigkeit, Infektiosität und überschüssige Freisetzung von Mikroorganismen wider Erwarten erstarken zu lassen. Hier lohnt der Blick auch auf WEKERLE *et al.* (1983a,b), die das Verhalten von ECBO-Viren (*enteric cytopathogenic bovine orphan virus*) und IBR-IPV-Viren (*Infektiöse bovine Rhinotracheitis-infektiöse pustulöse Vulvovaginitis*, bovines Herpesvirus I) in einem laborgestützten Biowäscher untersuchten, wo sie Anreicherungen der Viren im Adsorbens (Belebtschlamm) beobachten konnten und die Möglichkeiten eines Wiedereintritts bereits abgeschiedener Viren in den luftgetragenen Zustand mit folgender Emission aus dem Biowäscher diskutierten. SPAHR (1986) schlußfolgerte daraufhin, derartige Reingasdotierungen auch im Hinblick auf bakterielle Krankheitserreger dringend zu untersuchen.

### Numerische Ausbreitungsmodellierung

Unabhängig von der Emissionslage eines Stalles mit oder ohne BioAbluftRA gehen umwelthygienischen Folgenabschätzungen zunächst Immissions- bzw. Expositionsuntersuchungen und/oder -berechnungen voraus. Jene Vorgehensweise erlaubt es auf der einen Seite, einen Umwelteinfluß existierender Anlagen auf Basis einer unidirektionalen Reichweitenermittlung von Bioaerosolen unter bestimmten meteorologischen Feldbedingungen zu eruieren (GIBBS *et al.* 2006, GREEN *et al.* 2006, KÖLLNER u. HELLER 2005, KÖLLNER u. HELLER 2006, SEEDORF *et al.* 2005, VDI 4251 Blatt 1 2007). Auf der anderen Seite kommen eine Reihe von numerischen Ausbreitungsmodellen (Gauß-, Lagrange-, Euler-Modell) zum Tragen, die die geographische Ausbreitung von emittierten Bioaerosolen über den gesamten Windrosenbereich im vorzugsweisen mesoskaligen Immissionsbereich (bis ca. 250 km) ermöglichen (ZENER 1998). Die Implementierung aller zur Ausbreitung beitragenden Faktoren vermag ein mehr oder weniger genaues Abbild der Ausbreitungsverhältnisse zu gewährleisten, doch erfordert dies die Verfügbarkeit entsprechend valider Input-Daten auf allen Platzhalterebenen des Ausbreitungsalgorithmus, um überhaupt „realitätsnahe“ Immissionsprognosen aufstellen zu können. Dies gelingt nur teilweise und läßt sich allein am derzeitigen Unvermögen eindeutig definierbarer biologischer Halbwertszeiten für luftgetragene Mikroorganismen festmachen, da diese aufgrund von Tenazitätsunterschieden ihre Lebensfähigkeit und Infektiosität nicht nur idealerweise in Form einer Kinetik erster Ordnung verlieren, sondern auch in Abhängigkeit von der auf sie in der Regel kombinatorisch einwirkenden Umweltfaktoren nicht vorhersehbare unterschiedliche biologische Reaktionsweisen und Strukturveränderungen an den Tag legen können (COX 1995b, JONES u. HARRISON 2004). Diese sich in steter

### ...und Gewährleistung valider Input-Daten



Dynamik befindliche Komplexität wird durch die vermeintliche Artenvielfalt emittierbarer Mikroorganismen und deren aerobiologischen Verhaltensmusterunterschiede noch erhöht. Folglich bleiben bei der mathematischen Beschreibung von eigentlich natürlichen Zufällen abhängigen Mechanismen in der Kausalkette Emission-Transmission-Immission Unschärfen in der Vorhersagegenauigkeit bestehen wie auch die verschiedenen verfügbaren Meßmethoden variable Daten generieren können, die zu guter letzt in die Ausbreitungsberechnung einfließen sollen.

*Kombination von Ausbreitungsmodellierung und GIS*

Auch wenn zahlreiche Unsicherheitsfaktoren im Anwendungsgefüge der Ausbreitungssimulation bestehen, gibt es Bereiche in denen eine vergleichsweise hohe Datendichte und -qualität vorhanden ist, um Immissionsprognosen einen gewissen Grad an Validität zusprechen zu dürfen. Dies wird insbesondere am Paradebeispiel MKS deutlich (s.o.). Eine derart mit verifizierten Datenbestände untermauerte Ausgangssituation befähigt Anwender von numerischen Ausbreitungsmodellen in Verbindung mit geographischen Informationssystemen (GIS), „realitätsnahe“ Risikoabschätzungen für im Seuchenmanagement (z.B. Kontrollstrategie in Tierbeständen, Lenkungsmaßnahmen zum Schutz nicht infizierter Tierhaltungen, Eradikationsentscheidungen) involvierte Entscheidungsträger anbieten zu können (GLOSTER *et al.* 2010, MAYER *et al.* 2008, MIKKELSEN *et al.* 2003, RUBEL u. FUCHS 2005). Auch für andere Tierkrankheitserreger würden sich prinzipiell ähnliche Möglichkeiten abzeichnen, mit Modellrechnungen die atmosphärische Dispersion nachzuvollziehen, um kritische Rezeptorkonzentrationen benennen zu können. Dies könnte auch helfen Nachbarschaftskonflikte auf Basis gemutmaßter Erregerübertragungen zwischen zwei Tierbeständen zu entschärfen (ANONYM 2000). Das setzt allerdings mit voraus, daß wie im Falle von PRRS Angaben zur Infektionsdosis existieren (HERMANN *et al.* 2005) und zudem die Erregerausscheidung als Emissionsfaktor determinierbar ist. Gelänge es in diesem Kontext die Abmangelung der Emissionsstärke durch BioAbluftRA für tierische Erreger mit oder ohne Zusatzmaßnahmen (z.B. Peressigsäure) auf breiter Front zu belegen (z.B. nicht nur Gumboro-Virus), könnten wiederum numerische Ausbreitungssimulationen eine im Vergleich zur ungehinderten Erregerfreisetzung standortspezifische Minderung der ansteckungsverdächtigen Zusatzbelastungen quantifizieren, die sodann in einem GIS zusätzlich visualisiert werden; ein Szenario, dem aus epidemiologischer Sicht sicher ein gewisser Charme nicht abzusprechen ist. Gedämpft werden könnte dieser Optimismus gleichwohl, wenn zukünftige und notwendige Untersuchungen auf dem Gebiet des Erregereintrages und -verbleibs sowie der -kumulation und -vermehrung in BioAbluftRA ungeahnte Freisetzungspotentiale, schlimmstenfalls Mehremissionen ans Tageslicht brächten.

*...als Tool zur Einschätzung der Seuchenprävention mit und ohne BioAbluftRA*

*Mehremissionen wie bewerten ?*

Apropos Mehremissionen. Bei Betrachtung der Tabellen 8, 9, 10, 11 und 19 kommen ganz offensichtlich BioAbluftRA nicht immer ihrer eigentlichen Aufgabe nach. Mehremissionen bedingen die Erschwernis zu erklären, ob jene ein regelmäßig auftretendes Merkmal der Anlage sind oder ob hierin ein mehr zufälliges, z.B. durch das Meßregime (Zeitpunkt und Dauer) vorgegebenes Ereignis zu sehen ist, daß nicht zwangsläufig repräsentativ für die BioAbluftRA sein muß, da durch zeitliche Ausdehnungen des Untersuchungsumfanges eine Relativierung zwischen Emissionsreduktion und Mehremission zu Tage treten könnte. Hierzu paßt die Ausführung der VDI-Richtlinie 3477 (2004), nach der Emissionen aus Biofiltern kurzfristig sehr stark schwanken können und bezogen auf die Filteroberfläche sehr inhomogen sind. Gerade deswegen wäre es allemal ratsam, die

Bandbreite der möglichen Emissionszustände möglichst umfänglich zu erfassen, um daraus verlässliche Expositionsausmaße für Schutzgüter der Umwelt abzuleiten.

*Unklare  
Wirkungspotenz  
der Emissionen  
bei Menschen*

**Exposition und Humangesundheit.** Der Betrieb landwirtschaftlicher Nutztierhaltungen mit oder ohne BioAbluftRA verursacht Emissionen, denen der Mensch ausgesetzt sein kann. Es bleibt daher generell die Frage nach der Unbedenklichkeit von Emissionen. Sind oben diesbezüglich bereits einige Anknüpfungspunkte im Zusammenhang mit der Transmission von tierischen Erregern erörtert worden, gestaltet sich die Aufklärung zur Wirkungspotenz emittierter Bioaerosole für den sich im Umfeld von Tierhaltungsanlagen aufhaltenden Menschen als außerordentlich schwierig und komplex (MITLOEHNER u. SCHENKER 2007). Immer wieder wird auf die Erfahrungen der Arbeitsmedizin hingewiesen, wonach Bioaerosolexpositionen in der Tierhaltung Einbußen u.a. in der respiratorischen Gesundheit belegen (COLE *et al.* 2000, HEEDERICK *et al.* 2007, WING u. WOLF 2000). Scheinbar auch für die atmosphärische Außenwelt Geltung habend, finden sich Hinweise, daß Nachbarschaftsexpositionen gegenüber einer hohen Anzahl von landwirtschaftlichen Betrieben mit einer Verminderung der Lungenfunktionsparameter assoziiert sind (RADON *et al.* 2005, RADON *et al.* 2007) und Kinder atopischer Eltern mit steigender Exposition eine höhere Prävalenz asthmatischer Symptome zeigen. Dabei zeichnet sich ein Zusammenhang mit der Endotoxinkonzentration im Staub der Außenluft ab (HOOPMANN *et al.* 2005), wonach die vergleichsweise höheren Luftkonzentrationen in Gebieten mit Intensivtierhaltung bereits als Grund für mögliche Auswirkungen auf die respiratorische Gesundheit gesehen werden (SCHULZE *et al.* 2006). In diesem Kontext weist RADON *et al.* (2006) auf Agens-Wirkungsbeziehungen hin, über die den Endotoxinen eine Beteiligung an meßbaren physischen Verschlechterungen der Anwohnerschaft unterstellt werden kann. Nichtsdestotrotz kommen O'CONNOR *et al.* (2010) nach Auswertung von neun relevanten Studien zu dem Schluß, daß es keine zwingenden Beweise für eine Assoziation zwischen den berichteten Beschwerden von Personen und ihrer Nachbarschaft zur Nutztierhaltung gibt sowie keine widerspruchsfreie Dosis-Wirkungsbeziehung zwischen Exposition und Krankheit zu beobachten war.

*...da einerseits  
Beschwerden auf-  
treten...*

*...andererseits  
protektive  
Einflüsse zu  
Gegen sind*

Gleichwohl gibt es im Umfeld von Tierhaltungen auch protektive Mechanismen zu bekunden, die vor Asthma und allergischen Reaktionen schützen und teilweise auf mikrobielle Produkte zurückzuführen sind (VON MUTIUS 2007, VON MUTIUS u. RADON 2008). Allerdings sind hierbei Zeitpunkt und Dauer der Einwirkungen zu berücksichtigen, wonach sich besonders eine pränatale und bis zum Erwachsensein anhaltende Exposition günstig auswirkt. Darüber hinaus beeinflußt die genetische Individualität Exponierter die umweltausgelösten Wirkungen (RADON *et al.* 2004, VON MUTIUS 2010). Werden bei den protektiven Prozessen wider Erwarten die Endotoxine als „Heilsbringer“ häufiger erwähnt, kann die Beteiligung ausschließlich landwirtschaftsassoziiierter Endotoxine am Gesundheitszustand von Personen nicht immer eindeutig herausgestellt werden, so daß andere betriebliche Faktoren für den Allergieschutz in den Vordergrund rücken (EGE *et al.* 2007).

*Untersuchungen  
zukünftig  
spezifizieren und  
umfangreicher  
gestalten*

Dieses offensichtlich heterogene Bild über die biologischen Reaktivität emittierter Bioaerosole im Umfeld von Tierhaltungen gibt einen kleinen Eindruck davon wieder, mit welchen Schwierigkeiten eine umweltmedizinische Bewertung behaftet ist. Einen defizitären Sachverhalt sehen in dieser Angelegenheit auch HEEDERICK *et al.* (2007) und DUNGAN (2010). Sie schlagen daher zur Abhilfe einen Katalog von zukünftigen Untersuchungen vor. Dazu zählt u.a. die biologische Charakterisierung

bisher wenig beachteter Agentien wie Antibiotika, eine umfassende Bestimmung des partikulären Aufkommens und seines Umweltverhaltens in landwirtschaftlich geprägten Gebieten, die Standardisierung von Meßverfahren, die Aufklärung von Zusammenhängen zwischen der Veränderlichkeit der körperlichen Reaktionslage bei Bioaerosolexposition und den vorherrschenden genotypischen Ausprägungen in bestimmten Bevölkerungsgruppen, der Aufbau eines Datenpools über respiratorische Symptome und Lungenfunktion bei in der Umgebung von Ställen lebenden Personen oder die Benennung von Zielmikroorganismen, denen eine pathogene Repräsentativität zugesprochen werden kann.

*Vorgaben der  
VDI 4250  
Blatt 1 zum  
Grad der  
Immissions-  
toleranz*

Ungeachtet aller fachlichen Engpässe für eine allgemeingültige Beurteilung, folgt die im Entwurf vorliegende VDI-Richtlinie 4250 Blatt 1 (2009) über weite Strecken den Ausführungen von EIKMANN *et al.* (2006), wie eine umweltmedizinische Bewertung von Bioaerosol-Immissionen vorgenommen werden sollte. Die Richtlinie stellt fest, daß wirkungsbezogene Schwellenwerte nicht ableitbar sind und sich daher ein tolerierbarer Wert immer an der sog. Hintergrundkonzentration sowie an deren jahreszeitlichen Verteilung orientieren muß. Eine gegenüber der Hintergrundkonzentration erhöhte Bioaerosolkonzentration ist folglich als eine zusätzliche Exposition zu bewerten, die wiederum mit einem zusätzlichen Gesundheitsrisiko besonders für Risikogruppen (z.B. Immunsupprimierte) verbunden ist, obwohl eine Quantifizierung dieses zusätzlichen Risikos bislang nicht vorgenommen werden kann. Ergänzt wird zudem, daß auffällig hohe „ortsübliche“ Konzentrationen von Bioaerosolen nicht in jedem Fall als unbedenklich hingenommen werden können, sondern einer Überprüfung bedürfen, ob die Ursache der erhöhten Exposition nicht durch eine hohe Zahl von Emittenten verursacht wird. Das Bewertungsschema der Richtlinie fordert den Vergleich der in Lee gemessenen Immissionskonzentrationen anlagenspezifischer Bioaerosole mit der gleichzeitig gemessenen Hintergrundkonzentration in Luv der Anlage und sieht dann einen Anlageneinfluß, wenn in einer bestimmten Entfernung zur Anlage die Hintergrundkonzentration zuzüglich der zweifachen Standardabweichung überschritten wird (Reichweitenermittlung).

*Natürliche  
Außenluftgehalte  
als Referenz*

Momentaufnahmen von Hintergrundkonzentrationen – die hier einfachhalber als „natürliche“ partikuläre Außenluftgehalte aufgefaßt werden – bergen das Problem, als repräsentativ für einen spezifischen Ort gelten zu können, da Hintergrundkonzentrationen von Bioaerosolen vielfältigen Einflüssen obliegen. Dazu zählen geographische wie auch jahreszeitliche Einflüsse und die damit verbundenen klimatischen Faktoren wie Temperatur, Luftfeuchtigkeit oder Wind, die allesamt Fluktuationen in den Außenluftkonzentrationen bedingen und damit eine zum Teil hohe Variabilität jenseits und diesseits von genannten Mittelwerten zulassen (z.B. BOVALLIUS *et al.* 1978a, BURROWS *et al.* 2009a, HARRISON *et al.* 2005, JONES u. HARRISON 2004, KAARAKAINEN *et al.* 2008, KOLK *et al.* 2009, MADSEN 2006, O'GORMAN u. FULLER 2008, SAFATOV *et al.* 2010, SCHULZE *et al.* 2006). Hoch variabel kann auch das mikrobiologische Spektrum in der Außenluft sein, das wiederum mit saisonalen Schwankungen korreliert (FAHLGREN *et al.* 2010, FRÖHLICH-NOWOISKY *et al.* 2009). Andererseits gibt es Anhaltspunkte, die für eine gewisse phylogenetische Ähnlichkeit bei luftgetragenen Bakterien zwischen verschiedenen geographischen Orten sprechen, bezogen aber auf den jeweiligen Ort sind große Verschiebungen in der phylogenetischen Diversität im Tagesrhythmus zu beobachten, ohne daß meteorologische Ursachen hierfür verantwortlich zu machen sind (FIERER *et al.* 2008). Kulturell ermittelte Quantifizierungen unterschätzen zudem die Höhe aerogener Gehalte an mikrobiologischen Zellen deutlich (CHI u. LI 2007).

*Fluktuationen  
der Partikel in  
der Außenluft*

*Vorhersagbar-  
keit phylogene-  
tischer  
Diversität ?*

Außerdem vermögen Kultivierungsmethoden das Diversitätsspektrum der Biopartikel nicht gänzlich abdecken zu können (FIERER *et al.* 2008) oder Meßmethoden können andere Komponenten wie Pollen nicht gleichzeitig mit erfassen. Diese Umstände können für eine Fehleinschätzung z.B. der allergenen Potenz eines Aerosols sorgen, um nur die methodischen Probleme anzudeuten.

*Ferneinträge  
tragen zur Ver-  
fälschung „orts-  
üblicher“ Luft-  
gehalte bei*

Natürliche Umstände wie Ferneinträge aus anderen Regionen werden bereits von DARWIN (1846) beschrieben und erleichtern eben auch nicht gerade die Unterscheidbarkeit zwischen lokalem Eigenaerosol und einem durch Ferntransport zustandekommenden Misch aerosol, das überdies auch noch über Distanzen hinweg eingetragene Mikroorganismen mit zum Teil pathogenen Charakter enthalten kann (BOVALLIUS *et al.* 1978b, GRIFFIN 2005, GRIFFIN 2007, GRIFFIN *et al.* 2001, GRIFFIN u. KELLOGG 2004, HERVÁS *et al.* 2009, KELLOGG u. GRIFFIN 2006, POLYMENAKOU *et al.* 2008) und damit gar nicht einem lokalen Emittenten anzulasten ist. Am Beispiel des südwestlichen Sibiriens sind SAFATOV *et al.* (2010) der Auffassung, daß die Hauptquellen der beobachteten Bioaerosole außerhalb der besagten Region liegen und nutzen eine Simulation über das Computermodell HYSPLIT-4 (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>), um Rückwärtstrajektorien zu generieren, die es erlauben, den Weg der vor Ort festgestellten Bioaerosole bis zu ihrer vermeintlichen Quelle zurückverfolgen zu können (siehe z.B. auch CABEZUDA *et al.* 1997, ROUSSEAU *et al.* 2005); allerdings mit der Einschränkung, nicht die Quelle selbst soweit charakterisieren zu können, daß eine Musterübereinstimmung zwischen ortsferner Emissionsqualität und Bioaerosolzusammensetzung am Rezeptorort zweifelsfrei gelingen könnte.

*Läßt sich über-  
haupt eine  
spezifische  
Standortmikro-  
flora in der Luft  
noch feststellen ?*

In vielen, anthropogen geprägten Gebieten muß zudem mit anderen Emittenten gerechnet werden, die die Hintergrundkonzentration „natürlicherweise“ beeinflussen können. Dennoch geht FISCHER (2006) davon aus, daß sich in der Regel Emissionen aus anthropogenen Quellen erheblich von der natürlichen Zusammensetzung des Artenspektrums unterscheiden und durch Indikatorkeime nachzuweisen sind, wenn auch Pilze hier vordergründig betrachtet wurden (FISCHER *et al.* 2006). FISCHER (2006) gibt jedoch auch zu bedenken, daß eine Veränderung des natürlichen Luftkeimspektrums durch anthropogene Aktivitäten möglich ist. Wenn sich dies bestätigt, wäre es strittig, ob Emissionen jederzeit *hot spot*-Charakter hätten und sich von der vormals natürlichen Luftkeimsituation qualitativ absetzen. Insofern sollte insgesamt geprüft werden, ob der für *Aspergillus* spp. in der VDI-Richtlinie 4250 Blatt 1 (2009) angegebene Hintergrundwert, der als Aufmerksamkeitswert bezeichnet wird, von  $2 \times 10^2$  KBE  $\text{m}^{-3}$  in jedem Fall dem Anspruch eines jahreszeitlich kaum variierenden Luftgehaltes genügt und im Einzelfall offen läßt, woher die Aspergillen überhaupt stammten.

*Indikatorkeime  
als Beurteilungs-  
grundlage*

Ähnlich kritisch sind die anderen in der VDI-Richtlinie 4250 Blatt 1 (2009) dokumentierten anlagen- und schutzgutbezogenen Leitparameter zu hinterfragen, denen wahrscheinlich ebenso zeitliche und räumliche Schwankungen in Quantität und Qualität unterstellt werden dürfen, um auf deren Basis eine allgemeingültige Reichweitenermittlung zwischen Emittent und Anwohnerschaft erwarten zu dürfen. Zur Entschärfung dieses Einwandes, wäre an eine entsprechend hohe Meßdatendichte zu denken. Ob jedoch mit vertretbarem Aufwand eine genügende Anzahl von durchgeführten Messungen es erlauben würde, einen für den spezifischen Anlagenort repräsentativen Zusammenhang zwischen Hintergrundkonzentration und Reichweitenermittlung zu generieren, kann nicht vorausschauend beantwortet werden.



*Ausbreitungsmodellierung: Zusatzbelastung plus Grundbelastung = Gesamtbelastung. Was ist tolerierbar?*

Alternativ werden in der VDI-Richtlinie 4250 Blatt 1 (2009) neben Messungen auch numerische Ausbreitungsmodelle als Instrument zur Ermittlung theoretischer Immissionsbelastungen durch Bioaerosole nicht ausgeschlossen (BUNTON *et al.* 2007). Derartige Verfahren sind ohnehin notwendig, wenn vermeintliche Emittenten noch gar nicht existieren, aber bereits immissionsschutzrechtlich zu beurteilen sind. Aber auch hier gilt es, den Entfernungspunkt zum Emittenten zu finden, an dem die errechnete Zusatzbelastung den Wert Null annimmt und nur noch die „natürliche“ Hintergrundbelastung anzutreffen ist. Auch wäre eine Entscheidung notwendig, ob praktisch oder theoretisch ermittelte Schutzabstände an Mittelwerten, Maximumwerten oder anderen statistischen Größen festgemacht werden und wie diese einem Vorsorgeanspruch gegenüber exponierten Personen mit unterschiedlichen biologischen Abwehrkompetenzen und *lifestyle*-Gewohnheiten Genüge tun. Kommt es zur Anwendung der Bewertungskriterien nach der VDI-Richtlinie 4250 Blatt 1 (2009) ist zu vermuten, daß es zur Festlegung größerer Abstände zwischen Schutzgut und Emittenten wie den Tierhaltungsanlagen kommt bzw. vermehrt Forderungen nach Schutzmaßnahmen wie BioAbluftRA gestellt werden (SCHULZ u. HARTUNG 2010).

*Überblick mit Luftqualitätskarten verschaffen*

Ungeachtet aller Unwägbarkeiten, könnte mehr Transparenz und Aussagesicherheit von Hintergrundbelastungen dadurch gefördert werden, wenn es gelänge, Meßergebnisse von Bioaerosolen in ausreichender Menge und Qualität in ein GIS zu integrieren, aus dem heraus spezifische Luftqualitätskarten erstellbar sind. Lohnenswert wäre es daher zu überlegen, inwiefern eine bereits vorhandene Datenbank mit mikrobiologischen Hintergrundwerten in der Außenluft für die BR Deutschland dafür verwendbar ist (KOLK *et al.* 2009). Durch räumliche Konzentrationsinterpolationen zwischen den Meßorten mit Hilfe geostatistischer Verfahren würde schließlich ein Konzentrationsprofil über die Fläche möglich werden. Dabei ist jedoch kritisch zu prüfen, mit welchen Vertrauensbereich die mit *Kriging* oder anderen Verfahren ermittelten räumlichen Prognosewerte behaftet sind. Nicht vertrauenswürdige Prognosewerte, deren Existenz auch von der geforderten räumlichen Auflösung abhängt, müßten mit Hilfe von Meßergebnissen aus gezielt durchgeführten lokalen Monitoringvorhaben in solide Prognosewerte transformiert werden. Der interaktive Kartendienst des Umweltbundesamtes der BR Deutschland bietet ein gutes Beispiel dafür, wie die gemessenen Werte von Meßstationen in das mit einem Schadstoffausbreitungsmodell berechnete Hintergrundfeld integriert werden und somit die Immissionssituation in der BR Deutschland widerspiegelt (SMIGIEL u. FEIGENSPAN 2010, <http://gis.uba.de/Website/luft/index.htm>).

*Die Zumutbarkeitsfrage*

Gibt es auf der einen Seite Emissionen und daraus ableitbare Expositionen, so ist von nicht weniger großer Bedeutung die Frage nach der Zumutbarkeit biopartikulärer Expositionen, da unter normalen Lebensumständen allorts ein wie auch immer gearteter Kontakt zur Mikrobiosphäre lebenslang besteht, die in ihrer Dynamik über Raum und Zeit Artenvielfalt und -verfall aber auch Ausbreitung und Interaktionen zwischen den Arten hervorbringt (MARTINY *et al.* 2006). Da eventuell auch der „natürliche“ Gehalt an atmosphärischen lebenden Bakterien zu einer Humangefährdung beitragen kann, definieren SAEFATOV *et al.* (2008) einen Bewertungsmaßstab anhand von für Keimtypen individuellen Indices, die die potentielle Pathogenität, die Menge an Keimen, die Umwelttenazität und Antibiotikaresistenz atmosphärischer Luftproben im Südwesten Sibiriens berücksichtigen. Alle Indices werden schließlich zu einem Gesamtindex zusammengefaßt über den sich der variierende Grad der Gesundheitsgefährdung

...und trotzdem  
BioAbluftRA  
einsetzen?

über Jahreszeiten hinweg ablesen läßt, sofern entsprechende Meßreihen über Luftgehalte ausreichend vorliegen. Damit wird deutlich, daß es keine Nullgefährdung auch unter „natürlichen“ Umgebungsbedingungen geben kann, wonach selbst der Betrieb von BioAbluftRA jene Feststellung nicht auszuhebeln vermag, selbst wenn die VDI-Richtlinie 3477 (2004) feststellt, daß es keine nachgewiesenen, durch Bioaerosolemissionen aus Biofiltern verursachten Krankheitsfälle gibt. Die hier vorgestellten Ergebnisse nähren dennoch einen gewissen Zwiespalt, inwiefern qualitativ und quantitativ von BioAbluftRA verursachte Zusatzbelastungen umwelthygienisch zu bewerten sind und u.U. der Ruf der VDI-Richtlinie 4250 Blatt 1 (2009) nach Schutzmaßnahmen wie BioAbluftRA fallweise *ad absurdum* geführt werden könnte.

### **Biologische Einflüsse auf Atmosphärenphysikochemie und Phyllosphäre.**

Eine gedankliche Verbindung herzustellen, zwischen dem biopartikulären Emissionsgefahren von BioAbluftRA einerseits und den atmosphärenphysikochemischen Prozessen andererseits, scheint undenkbar zu sein, fallen doch die jeweiligen thematischen Fokussierungen ganz unterschiedlich aus, ohne daß eine fachliche Schnittmenge zu erkennen wäre. Dieser erste Blick könnte täuschen, warum zunächst aus Gründen des besseren Verständnisses für den Laien aber interessierten Leser eine Einführung in die von Biopartikeln beherrschten atmosphärischen Vorgänge erfolgt, um sich hierüber der vermeintlichen Rolle der BioAbluftRA in dieser Sache zu nähern.

Allgemeine Um-  
welteffekte von  
Partikeln

Partikuläre Bestandteile in der Außenluft werden vordergründig als eine Schmutzfracht wahrgenommen, die nachteilige gesundheitliche und ökologische Effekte verursachen kann (GRANTZ *et al.* 2003, KAPPOS *et al.* 2004). Diesbezüglich fällt es nicht schwer, das unter Staubeinfluß hustende Subjekt als Folge respiratorischer Veränderungen oder die Beschaffenheitsänderung staubüberzogener Blätter als Auslöser minderer Photosyntheseleistung pflanzlicher Objekte hierunter einzuordnen. In die Luft freigesetzte Aerosole und Partikelvorläuferstufen (*particle precursors*) natürlichen (z.B. Boden, Meerwasser) und anthropogenen Ursprungs (z.B. Verkehr, Industrie) werden aber auch mit umfassenden wolkenzyklischen Prozessen in Verbindung gebracht, die die Chemie und Physik der Atmosphäre nachvollziehbar beeinflussen (HERRMANN *et al.* 2007, PÖSCHL 2005). Jene an den atmosphärischen Prozessen beteiligte Aerosole zeigen zudem die Fähigkeit, neue und wachsende Partikel zu generieren, deren Stoffspektrum von Sulfaten und Mineralstäuben über Meersalze und flüchtige organische Bestandteile (*volatile organic compounds*, VOC) bis hin zu Rußteilchen reicht (CANTRELL u. HEYMSFIELD 2005, GORBUNOV *et al.* 2001, HOFFMANN *et al.* 2007, KULMALA 2003). Organische Aerosole mit ihren *primary biological aerosol particles* (PBAP, syn. *biogenic primary organic aerosol*), bestehend aus unterschiedlichen zellulären und biogenen Partikel sowie ihrer Bestandteile, komplettieren die hohe Partikeldiversität in der Atmosphäre und können per Definition den Bioaerosolen gleichgestellt werden, die in der Kategorie der Partikel mit einem Radius von  $> 0,2 \mu\text{m}$  Partikelanzahlanteile von 25% und mehr in der Atmosphäre vorweisen können (ARIYA *et al.* 2009, FUZZI *et al.* 2006, JAENICKE 2005, MATTHIAS-MASER 1998, MATTHIAS-MASER u. JAENICKE 2000). Damit gelten Mikroorganismen und andere biogene Materialien als allgegenwärtig in der Atmosphäre, wobei klare räumliche und zeitliche Variabilitäten im mengenmäßigen Aufkommen in der Luft Erwähnung finden (JAENICKE *et al.* 2007, MORRIS *et al.* 2008a). Die Beteiligung der PBAP an Interaktionen und Rückkoppelungen in Bezug auf andere Aerosolqualitäten und das Klima scheint unstrittig zu sein (CARSLAW *et al.* 2010).

Die Atmosphäre  
als Habitat für  
Biopartikel



*Methodenaufwand für die Erfassung von Bio-partikel in der Atmosphäre*

Entgegen der hier eingesetzten oder im Literaturteil beschriebenen Gerätschaften zur Erfassung von Bioaerosolen, bedarf es sehr häufig ungleich größeren Anstrengungen, die von Partikeln prozessierten Mechanismen in der Atmosphäre *in situ* zu beobachten, zu beschreiben und zu deuten, da jene Vorgänge im mikroskopischen und molekularen Maßstab sowie in einem erdballumspannenden und damit nahezu unüberschaubaren großen Raumgefüge ablaufen. Nichtsdestotrotz gelingt es durch bodennahe, alpine und ballon- bzw. flugzeuggetragene Messungen, Einblicke in die vertikale Luftsäulenverteilung der Bioaerosole zu erhalten (AMATO *et al.* 2005, BUNDKE *et al.* 2009, DELENE *et al.* 1998, GEORGAKOPOULOS *et al.* 2009, GRUBER *et al.* 1997, IWASAKA *et al.* 2009, LACEY u. VENETTE 1995, MATTHIAS-MASER u. JAENICKE 2009, WENDISCH *et al.* 2004). Finden solche höhenverteilten Messungen zudem an verschiedenen geographischen Standorten statt, lassen sich sogar globale Aerosolverteilungsmodelle aufstellen (YU u. LUO 2009). Vielversprechend klingen zudem Meßmethoden auf Grundlage der Autofluoreszenzeigenschaften von Bioaerosolkomponenten, so daß sich die mikrobielle Beladung von Aerosolpartikeln spezifizieren ließe. (PÖHLKER *et al.* 2012, WEICHERT 2002).

*CCN und IN*

Viele der erwähnten Meßstrategien werden der Charakterisierung mikrobiologisch vermittelter atmosphärischer Prozesse gewidmet, da Bakterien und Pilze als dominante aerogene Komponenten zwischen allen biologischen Partikeln gelten (ELBERT *et al.* 2007, MÖHLER *et al.* 2007, MORRIS *et al.* 2008a). Neben anderen Partikelqualitäten (z.B. aus der Verbrennung von Biomasse, PETTERS *et al.* 2009) sehen Atmosphären- und Klimaforscher in solchen Bioaerosolen für die heterogene Nukleation verantwortliche Keimbildner, die wegen ihrer Hygroskopizität an der Wolken- und Eiskristallbildung (CCN: *Cloud Condensation Nuclei*, Wolkenkondensationskerne; IN: *Ice Nuclei*, Eiskerne bzw. -keime) nicht unwesentlich beteiligt sein sollen und daher Albedo-wirksam bei der globalen Strahlungs- und Wärmebilanz mitwirken (ANDREAE u. ROSENFELD 2008, ARIYA *et al.* 2009, DEGUILLAUME *et al.* 2008, FEICHTER *et al.* 2007, LOHMANN u. FEICHTER 2005, SUN u. ARIYA 2006, SZYRMER u. ZAWADZKI 1997). Bei der Vereisung in der Atmosphäre werden die vier Eisnukleationsmodi Depositionsgefrieren, Immersionsgefrieren, und Kondensationsgefrieren unterschieden (NILLIUS 2008).

*Keime in Wolkentropfen haben einen Stoffwechsel*

Mikrobiologische Analysen haben die Existenz von Bakterien und Pilzen in Wolkenwasser- und Nebeltropfen nicht nur nachweisen können, sondern die Tropfen sind sogar geeignet, den suspendierten Mikroorganismen als Überlebens-/Wachstumsmedium und Habitat zur Verfügung zu stehen, ablesbar wie an Wolkenwasser-inkorporiertem Adenosintriphosphat und enzymatischen Stoffumsetzungen (AMATO *et al.* 2005, AMATO *et al.* 2007, BAUER *et al.* 2002, FUZZI *et al.* 1997, SATTILER *et al.* 2001). Beeindruckend ist zudem der Diversitätsumfang wie es aus den Untersuchungen von AMATO *et al.* (2007) hervorgeht, die 71 bakterielle, 42 pilzartige und 15 Hefe-assoziierte Stämme sehr unterschiedlicher Gattungen aus Wolken isolieren und kultivieren konnten.

*Surfactant beeinflusst die Wolken*

Tropfenbildungen in der Atmosphäre lassen sich durch Kondensationsvorgänge beschreiben, denen grundsätzlich zwei Mechanismen anheimzustellen sind. Die atmosphärische Luft kann über die Sättigungsfeuchte hinaus Wasserdampf aufnehmen, so daß es zu einer Übersättigung (*supersaturation*) kommt. Ohne luftdispergierte Partikel müßte die Übersättigung stark steigen, bevor eine Spontankondensation als Zeichen der Gleichgewichtseinstellung zwischen Evaporation und Kondensation des Wasserdampfes (Sättigungsfeuchte überschritten) auftreten würde. Dieser homogenen Kondensation steht die

*Surfactant auch  
in BioAbluftRA*

*Biosurfactant  
von Keimen sind  
an der Wolken-  
formation  
beteiligt*

*Rhamnolipide*

heterogene Kondensation an Aerosolpartikeln gegenüber, da schon vergleichsweise geringe Übersättigungen zur Auslösung der zuletzt genannten Kondensationsform führen. Die bereits erwähnten CCN vermitteln jene heterogene Kondensation, so daß diese Art der Tröpfchenformation natürlicherweise im Vordergrund steht. Beeinflußbar sind diese Nukleationsprozesse durch lösliche Stoffe wie beispielsweise organische Komponenten, die sich als oberflächenaktive Stoffe (*surfactants*) mit unterschiedlicher Zusammensetzung in bzw. auf Aerosolen bzw. CCN darstellen und Einfluß auf den Krümmungseffekt (Kelvin-Effekt) und den Lösungseffekt (Raoult-Effekt) von Tropfen nehmen (ANDREAE u. ROSENFELD 2008, SHULMAN *et al.* 1996, ZMARSLY *et al.* 2002). So sollen die Surfactants beispielsweise Veränderlichkeiten der flüssigkeitsgetragenen Oberflächenspannung des Wassers bedingen oder Evaporationsbarrieren an der Luft-Wasser-Grenzschicht herbeiführen, die allesamt die Wolkentropfenbildung schon bei geringen Übersättigungszuständen unterstützen. Die Folge ist eine Zunahme der Anzahlkonzentration von Tropfen, wodurch Tropfenkoagulationen eingetaktet werden. Derartige Verschmelzungen lassen größere Tropfen entstehen, die wiederum das Niederschlagsverhalten von Wolken mit bestimmen (BURKHART *et al.* 2008, DECESARI *et al.* 2003, FACCHINI *et al.* 2000, IPCC 2007, PRISLE *et al.* 2009, PRISLE *et al.* 2010, SHULMAN *et al.* 1996, SHULMAN *et al.* 1997). Einen deutlichen Hinweis auf die Anwesenheit von Surfactants in BioAbluftRA läßt sich an den regelmäßig zu beobachtenden Schaumansammlungen auf der Wasseroberfläche der Waschwasserbecken ablesen. Durch den Zerfall von Biomasse kommt es zur Freisetzung von oberflächenaktiven Substanzen (z.B. amphiphile Tenside), die durch mechanische Agitationen (Umpumpen, Verdüsung und Abtropfen des Prozeßwasser von Oberflächen und aus der Luft innerhalb der BioAbluftRA) zunehmend aggregierende Schaumblasen bilden. Dem Zerfall obliegen natürlich auch die aquatischen und biofilmassoziierten Mikroorganismen, deren Zellwände bzw. Zellmembranen oberflächenaktive Stoffe enthalten. Zu ihnen gehören u.a. Phospholipide oder langkettige Fettsäuren wie diese beispielsweise aus der Lipid A-Fraktion der Endotoxine entstammen können. Diese und andere vergleichbare Stoffe werden unter dem Begriff *Biosurfactant* zusammengefaßt, da sie biologischen Ursprungs sind, durchaus auch aktiv produziert und sezerniert werden und in der Lage sind, die Oberflächenspannung von Wasser deutlich zu reduzieren. Biosurfactants in Form von mikrobiellen Rhamnolipiden, Galaktolipiden und Lipopeptiden spielen eine bedeutende Rolle bei den Untersuchungen von EKSTRÖM *et al.* (2010), da sie zeigen konnten, daß die Lipide besonders große oberflächenspannungsmindernde Eigenschaften am Wasser entfalten und daher das Potential für eine hohe Wolkenbildungseffizienz ausüben, ohne daß die Mikroorganismen selbst, sondern nur ihre Produkte in aerosolisierter Form zur Wirkungsentfaltung in die Atmosphäre gelangen müssen. Korrelationen zwischen maritimen Algenblüten und Wolkendichte über Meerwasser weisen auf derartige Zusammenhänge hin (MESKHIDZE u. NENES 2006).

Rhamnolipide sind ein typisches Produkt von *Pseudomonas aeruginosa* (HAUSER u. KARNOVSKY 1957, PORNUNTHORNTAWEE *et al.* 2008, RODE 2004) und haben nebenbei bemerkt, erwünschte Effekte als Biosurfactant bei der Biokontrolle (D'AES *et al.* 2010, siehe unten). Bereits AHERN *et al.* (2006) bzw. AHERN *et al.* (2007) wiesen auf eine Assoziation zwischen Pseudomonaden und Biosurfactant im Wolkenbildungsprozeß hin. Hinweise auf weitere Rhamnolipid-tragende Bakterien wie *Burkholderia* spp. (ABDEL-MAWGOUD *et al.* 2010) lassen vermuten, mit entsprechenden Anreicherungen im Waschwasser rechnen zu dürfen, zumal gerade auch die Filterwände mehrstufiger BioAbluftRA eine gehörige Auswuchsfläche für

<i>Galaktolipide</i>	<p>Biofilme bilden, aus denen kontinuierliche Abschwemmungen von Biosurfactant wahrscheinlich sind. Gehalte von <math>10^3</math> bis <math>10^4</math> Keimen an <i>Pseudomonas aeruginosa</i> pro ml Waschwasser in Anlage II legen davon Zeugnis ab. Galaktolipide als Untergruppe der Glykolipide finden sich im wesentlichen in Pflanzen und Cyanobakterien, doch lassen Analysen auch auf ähnliche Bestandteile in Bakterien schließen (CHRISTIE 2010, HÖLZL u. DÖRMANN 2007), so daß über die Galaktolipide hinaus vergleichbare atmosphärische Wirkungen denkbar sind. Lipopeptid-produzierende Bakterien mit Biosurfactant-Charakter finden sich in <i>Bacillus subtilis</i>, aber auch in <i>Flavobacterium</i> spp. (BODOUR <i>et al.</i> 2003), deren Genera auch im Prozeßwasser der BioAbluftRA nachgewiesen worden sind. Angesichts der hohen mikrobiellen Diversität der Stallluft (ANDERSSON <i>et al.</i> 1999, DUNGAN u. LEYTEM 2009) sind zwangsläufig Emissionen von Biosurfactants direkt aus dem Stall in die Atmosphäre unvermeidbar. Aus diesem Grund wäre es zweckmäßig, Biosurfactant aufgrund seiner typbedingten Eigenschaftsunterschiede Oberflächenspannungen des Wassers senken zu können (EKSTRÖM <i>et al.</i> 2010), nach Arten zu differenzieren und als Emissionslast zu quantifizieren. Damit nicht genug, da im Prinzip die Liste der möglichen Biosurfactants offen für weitere Komponenten sein dürfte. Das läßt sich an den Ergebnissen von KOZLOFF <i>et al.</i> (1991) ablesen, die in ausgewählten Gram-negativen Bakterien Phosphatidylinositol fanden, dem eine Vorläuferrolle bzw. Mitbeteiligung bei der Eisnukleation zuzusprechen ist. Derartige Phospholipidarten sind beispielsweise regelmäßig auch in Mykobakterien zu finden (JACKSON <i>et al.</i> 2000), denen in Kapitel • 5.3.6.3 eine Besiedlungswahrscheinlichkeit in BioAbluftRA unterstellt wird.</p>	
<i>Lipopeptide</i>		
<i>Phosphatidyl- inositol</i>		
<i>Huminstoff- ähnliche Substanzen</i>	<p>Aufgrund ihres hohen relativen Anteils in Aerosolen, ihrer ebenfalls oberflächenaktiven Eigenschaften und ihrer Beteiligung an der Formation von Wolkentropfen, verdienen die sog. <i>humic-like substances</i> (HULIS) eine kurze Erwähnung (BURKHART <i>et al.</i> 2008, DINAR <i>et al.</i> 2006, GRABER u. RUDICH 2006). Zu den HULIS zählen Fulvin- und Huminsäuren sowie Humin, die vorzugsweise beim Zerfall pflanzlicher Stoffe entstehen und daher eine weite Verbreitung in der Geosphäre und Hydrosphäre besitzen (BAHADIR <i>et al.</i> 2000). Das mögliche Auftreten von HULIS in BioAbluftRA könnte durch den Eintrag und Abbau von Futter- und Einstreustäuben aus dem Stall begründet sein, so daß ein diesbezüglicher Reststoffstrom in die Umwelt zu erwägen wäre.</p>	
<i>Tropfen- und Eisbildung</i>	<p>Kleinstwassertropfen in Wolken existieren bis etwa <math>-20^{\circ}\text{C}</math>, gelegentlich sogar bis <math>-35^{\circ}\text{C}</math> (MASON 1958). Daran ist zu erkennen, daß Wasser nicht schon gewohnheitsgemäß bei <math>\leq 0^{\circ}\text{C}</math> gefriert, sondern flüssig bleibt (<i>supercooled water</i>, LUNDHEIM 2002). Sehr reines, stark unterkühltes Wasser bildet sogar erst bei ungefähr <math>-40^{\circ}\text{C}</math> Eiskristalle aus (BIGG 1953, VALI 1996), wobei Schwankungen zwischen <math>-36,5^{\circ}\text{C}</math> und etwa <math>-42^{\circ}\text{C}</math> genannt werden (ANGELL 1983, HENDERSON-BEGG <i>et al.</i> 2009, DEBENEDETTI u. STANLEY 2003), was als Ausdruck der jeweiligen versuchstechnischen Ausgangsbedingungen gewertet werden muß. Bestehen CCN allgemein aus festen und hygroskopischen Anteilen (z.B. Salze, benetzbare Bakterien und Pollen), um als Aktivator für die Wolkentropfenbildung in Erscheinung zu treten (ARIYA <i>et al.</i> 2009, HOFFMANN <i>et al.</i> 2007, MÖHLER <i>et al.</i> 2007), haben Gefrierprozesse, die bei höheren Temperaturen als den Genannten stattfinden sollen, die Beteiligung eines aus wasserunlöslichem Material bestehenden Kristallisationskeims zur Voraussetzung, nämlich der besagten IN (HERRMANN <i>et al.</i> 2007). Einen solchen typischen Eiskernbildner stellt Silberjodid (<math>\text{AgI}</math>) dar, welches in der Lage ist, Wasser bei etwa <math>-8^{\circ}\text{C}</math> gefrieren zu lassen (LIAO u. NG 1990, LINDOW 1983). Aus einem anfänglichen Embryokristall in der Initialphase</p>	

des IN-Prozesses entsteht sodann ein zunehmend größerer Eiskristall durch fortgesetzte Wasseranlagerung (DUMAN 2001). Keine Eiskerne sind nach LUNDHEIM (2002) alle Substanzen, die erst unterhalb von etwa  $-10^{\circ}\text{C}$  aktiv werden.

#### Biologische IN

Biologische Eisnukleatoren sind in der Lage, den Gefrierprozeß oberhalb von etwa  $-12^{\circ}\text{C}$  einzuleiten und nicht selten bereits zwischen  $-1$  und  $-2^{\circ}\text{C}$  eisbildend aktiv zu werden (GURIAN-SHERMAN u. LINDOW 1993, MORRIS *et al.* 2004, ZACHARIASSEN u. KRISTIANSEN 2000), was besonders auf Bakterien zutrifft, die in der äußeren Zellmembran ein eisnukleationsaktives Protein (*ice nucleation active protein*, *INA protein*) inkorporiert haben, welches die Wassermoleküle in eine für die Eiskristallisation notwendige räumliche Ausrichtung bringt. Auffällig ist die strukturelle Verwandtschaft der INA-Proteine untereinander. Hierbei läßt sich feststellen, daß Kernbereiche des Eiweißes durch identische Aminosäuresequenzen konserviert sind (AHERN *et al.* 2006 bzw. AHERN *et al.* 2007, MORRIS *et al.* 2004, SZYRMER u. ZAWADZKI 1997, WARREN u. WOLBER 1991, WOLBER u. WARREN 1989). Die INA-Funktion vollzieht sich in unterschiedlichen Temperaturzonen, da die Größe der Nukleationsorte auf der Zellmembran variabel ist. Zellen vom Typ I katalysieren den Gefrierprozeß zwischen  $-2^{\circ}\text{C}$  und  $-5^{\circ}\text{C}$ , gefolgt von Typ II und Typ III, die im Bereich von  $-5^{\circ}\text{C}$  bis  $-7^{\circ}\text{C}$  bzw. von  $-7^{\circ}\text{C}$  bis  $-10^{\circ}\text{C}$  aktiv sind (COCHET u. WIDEHEM 2000).

#### INA-Protein

#### *Pseudomonaden mit INA-Proteinen*

Für eine Handvoll von Gram-negativen Bakterien ist bekannt, daß sie als Eisnukleatoren wirken können, da diese als INA-positive (*ina*<sup>+</sup>) Genotypen in Erscheinung treten. In diesem Zusammenhang werden immer wieder *Pseudomonas syringae*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas viridiflava*, *Erwinia herbicola* (syn. *Enterobacter agglomerans*, *Pantoea agglomerans*), *Erwinia ananas* und *Xanthomonas campestris* oder *Sphingomonas* spp. genannt (CAMBOURS *et al.* 2005, MORRIS *et al.* 2004, SZYRMER u. ZAWADZKI 1997). Als „Paradebakterium“ kann *Pseudomonas syringae* gelten, dessen IN-Potenz schon frühzeitig unter Beweis gestellt werden konnte. So vermochten aus Blattlaub der Erle isolierte Pseudomonaden, Tropfen mit einer bakteriellen Konzentration von  $10^6$  pro ml bei Temperaturen zwischen  $-1,8$  und  $-3,8^{\circ}\text{C}$  erstarren zu lassen (MAKI *et al.* 1974). Erwähnenswert sind insbesondere auch die Testreihen von MAKI *et al.* (1974), die mit einer Auswahl anderer, durchaus auch in der Stallluft bzw. im Stallstaub anzutreffenden Bakterien (z.B. ANDERSSON *et al.* 1999) durchgeführt worden sind. Demnach haben *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus epidermidis*, *Enterobacter aerogenes*, *Proteus mirabilis*, *Proteus vulgaris*, *Bacillus subtilis* und *Bacillus cereus* keine IN-Aktivität vorzuweisen (zwischen  $-17,0$  und  $-19,5^{\circ}\text{C}$ ). Im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV sind die genannten Keime nach Art und Gattung nachgewiesen worden (siehe Tab. 17), so daß eine Aerosolisierung und ein etwaiges Forttragen über das Reingas daher keinen Beitrag an IN-aktiven Mikroorganismen in der Umwelt leisten sollte. Ob sich hieraus eine allgemeingültige Grundregel ableiten läßt, daß mikrobielle Austräge aus BioAbluftRA keine IN-Aktivität ausüben, bleibt trotzdem abzuwarten. Screening-Methoden wie der von ANASTASSOPOULOS (2006) vorgeschlagene *Agar plate freezing assay* könnten in der Erfassung IN-aktiver Keime ein nützliches Analysewerkzeug darstellen, zumal verschiedene Stämme gleicher Spezies verschiedene IN-Potenzen erwarten ließen.

#### *Stallkeime ohne IN-Aktivität*

#### *Ist die IN-Aktivität auf lebensfähige Bakterien beschränkt?*

Nachdem klargestellt wurde, daß die IN-Aktivität zellmembrangebunden ist, ergibt sich natürlich daraus die Frage, inwiefern die gefrierfördernden Prozesse nicht nur ausschließlich an komplette, lebensfähige Bakterienzellen gebunden sind, sondern auch Zellmembranfragmente geeignet sind, die Kristallisationskräfte am Wasser wirken zu lassen. In diesem Zusammenhang fällt zwangsläufig der Blick auf die



Endotoxin-  
vesikel mit  
INA-Protein ?

Vielleicht doch  
IN-Potential in  
BioAbluftRA ?

*Pseudomonas*  
*syringae* in  
BioAbluftRA ?

Pilze, Algen,  
Pollen u.a. als  
IN-aktive  
Partikel  
berücksichtigen

Endotoxine, die bruchstückhaft oder auch vesikulär aus der äußeren Zellmembran Gram-negativer Bakterien entstehen, also dem Ort, an dem auch das eisnukleationsaktive Protein zu finden ist. Schon länger sind sogenannte Knospungen der Zellhülle (*budding process*) bekannt, die HIRSCH (1974) als durchaus üblich und verbreitet unter Bakterien ansieht. Ohne daß DUTKIEWICZ *et al.* (1992) auf die Untersuchungen über die Entstehung bakterienzellungebundener Eiskernfragmente von PHELPS *et al.* (1986) verweist, dokumentiert das erstgenannte Autorenteam tatsächlich einen membranständigen Knospungsvorgang bei *Erwinia herbicola* (syn. *Pantoea agglomerans*) in Bildern, bei dem 30-50 nm große Endotoxin-Vesikel freigesetzt werden (Abb. 65a) und deren biologische Potenz in ihrer geringen Größe und damit tiefen Penetrationsvermögen in der Lunge gesehen werden, wo Entzündungsvorgänge auslösbar sind, die stärker ausfallen können als bei purem Endotoxin (SKÓRSKA *et al.* 1996, ŚPIEWAK u. DUTKIEWICZ 2008). Die physikochemische Potenz dagegen hatten PHELPS *et al.* (1986) vor Augen, als sie durch elektronenmikroskopische Aufnahmen untermauert zeigen konnten, daß aus der äußeren Membran von *Erwinia herbicola* entstehende und freigesetzte Vesikel (Abb. 65b) in der Lage sind, eisbildend zwischen -2°C und -10°C wirken zu können und dabei auch nicht größer als 50-200 nm waren. Nichtsdestotrotz wiesen zellfreie Vesikel anderer Bakterienarten wie *Pseudomonas syringae* und *Pseudomonas fluorescens* keine Eisnukleationseigenschaften auf, obwohl jene erwiesenermaßen als ganze Zelle sehr wohl eine IN-Potenz besitzen (PHELPS *et al.* 1986). Wenn auch *Pantoea agglomerans* nur in Anlage IV und zudem mit nur geringgradiger Konzentration im Waschwasser vorgefunden wurde, mag es lohnenswert sein, das Endotoxinaufkommen in der BioAbluftRA auch hinsichtlich seiner IN-Eigenschaften zu berücksichtigen. Dieser Literaturvergleich zeigt sehr deutlich, wo interdisziplinäre Verknüpfungen denkbar sind und Anreize bestehen, nach verschiedenen Seiten hin etwaige Wirkmuster zu prüfen.

Mit Blick auf Tabelle 17, ist das in Frage kommende Keimspektrum der BioAbluftRA sicherlich noch einer näheren Untersuchung auf IN-Aktivität zu unterziehen. Warum keine Nachweise für *Pseudomonas syringae* im Prozeßwasser gelang überrascht insofern, da ANDERSSON *et al.* (1999) in der Stallluft und im Sedimentationsstaub von Kuhställen Konzentrationen von immerhin  $10^6$ - $10^8$  KBE  $m^{-3}$  bzw. von  $10^7$   $g^{-1}$  gefundenen haben. Allerdings blieben Nachweise in Schweineställen aus, obgleich das Autorenteam insgesamt *Pseudomonas* spp. als eine dominante Gram-negative Gattung in den untersuchten Tierställen bestimmen konnte, was durch die Ergebnisse von ZUCKER *et al.* (2000) bestätigt wird.

Damit nicht genug, fassen DUNGAN und LEYTEM (2009) weitere aeromikrobiologische Befunde zusammen, die einen Beleg des mikrobiellen Diversitätsumfang in der Stallluft repräsentieren. Neben Bakterien werden dabei auch Pilze benannt, die erwiesenermaßen im Prozeßwasser anzutreffen waren (Sproß- und Schimmelpilze). Stützen sich zahlreiche Untersuchungen wie gezeigt auf die IN-Potenz von Bakterien können Pilze nach MORRIS (2006) ebenso als aktive Eiskeimbildner gelten und verweist beispielhaft auf POULEUR *et al.* (1992) und RICHARD *et al.* (1996), die in *Fusarium acuminatum* und *Fusarium avenaceum* sowie in *Fusarium oxysporum* und *Fusarium tricinctum* IN-aktive Pilze fanden. Außerdem besitzen Algen, Pollen, Flechten und Insektenproteine ebenfalls eine Eisbildungspotenz (MORRIS 2006). Es ist demnach zu empfehlen, Prozeßwasser und auch Reingasproben von BioAbluftRA mit den derzeit zur Verfügung stehenden Analysemethoden auf umweltrelevante Mikroorganismen nicht nur des Typs *Pseudomonas syringae* gezielt zu untersuchen.

Frostschäden an  
Pflanzen – Ist  
die Phytohygiene  
betroffen ?

Nicht-infektiös  
aber nekrotisch  
wirkend

Der Stellenwert eines derartigen Appells liegt zudem darin begründet, daß INA-positive Mikroorganismen in Pflanzen Frostschäden verursachen können, obgleich jene in der Lage sind, sich sortenabhängig zwischen  $-2^{\circ}\text{C}$  und  $-14^{\circ}\text{C}$  vor auskristallisierendem Wasser zu schützen (DANHORN u. FUQUA 2007, LINDOW 1983, MORRIS u. MONIER 2003). Kommt es zu Frostschäden, eröffnet dies den Bakterien die Möglichkeit, über das beschädigte Pflanzengewebe an Nährstoffe zu kommen (ZACHARIASSEN u. KRISTIANSEN 2000). Treffen dabei nicht infektiöse jedoch INA-positive Keime auf pathogene aber INA-negative Bakterien, so kommt es außerdem zu Nekrosen im Pflanzengewebe. Allerdings gibt es unter den Umweltisolaten auch phytopathogene Erreger die gleichzeitig auch eine eisnukleierende Aktivität aufweisen, so daß eine positive Korrelation zwischen dem Ausprägungsgrad dieser beiden Merkmale festzustellen ist (NEJAD *et al.* 2004). Nebenbei sei vermerkt, daß den unerwünschten Folgen IN-aktiver Bakterien durchaus auch kommerziell genutzte Anwendungen gegenüberstehen. So wird *Pseudomonas syringae* als Additiv in Schneekanonen (z.B. Snomax®) bei der Produktion künstlichen Schnees genutzt (LIAO u. NG 1990, WOOD *et al.* 2002).

Stammabhängige  
Fähigkeit zur  
Eisnukleation

Vereisungs-  
temperaturen  
auch von der  
Zelldichte  
abhängig

Die Expression der eiskeimenden Aktivität hängt von den jeweiligen Umweltbedingungen wie Temperatur und Nährstoffverfügbarkeit ab (FALL u. FALL 1998). Werden letztgenannte konstant gehalten, bestehen selbst unter genotypisch gleichen Zellen trotzdem individuelle Variationen im Ausmaß der INA-Proteinproduktion (MORRIS *et al.* 2004, RUGGLES *et al.* 1993). Nicht alle Stämme innerhalb der Arten sind als Eisnukleatoren aktiv und die Zahl der Zellen, die eisnukleationsaktiv sind, variiert zudem unter den Stämmen und den Wirtspflanzen (HIRANO u. UPPER 2000, O'BRIEN u. LINDOW 1989). Einige die Eisnukleationsfähigkeit beeinflussende Faktoren greifen NEJAD *et al.* (2005) auf, wonach sie für *Pseudomonas syringae* bei einer Zelldichte von  $10^2$  pro ml eine Nukleationstemperatur von  $-4,5^{\circ}\text{C}$  feststellten, bei  $10^9$  Zellen  $\text{ml}^{-1}$  aber bereits bei  $-2,5^{\circ}\text{C}$  eine Vereisung beobachteten. Höhere Zelldichten verschieben die Vereisungstemperatur auch bei *Pseudomonas fluorescens* ( $10^5$   $\text{ml}^{-1}$  bei  $-5,5^{\circ}\text{C}$  vs.  $10^9$   $\text{ml}^{-1}$  bei  $-3,5^{\circ}\text{C}$ ). Neben der Abhängigkeit der Wachstumstemperaturen für eine IN-Expression (z.B. *Bacillus* spp.:  $< 15^{\circ}\text{C}$  und  $> 20^{\circ}\text{C}$  geringe oder keine IN-Aktivität) gibt es auch Einflüsse bei Versorgungsengpässen von Kohlenstoff (*Pseudomonas fluorescens*, *Xanthomonas* spp., *Erwinia* spp.), Stickstoff (*Bacillus* spp., *Clavibacter* spp., *Erwinia* spp., *Sphingomonas* spp., *Xanthomonas* spp.) und Phosphor (*Bacillus* spp., *Sphingomonas* spp.).

Pathovare als  
Voraussetzung  
für Pflanzen-  
schädigung

*Pseudomonas*  
*syringae* und  
Zielpflanzen

Allen phänotypischen Ausprägungsbandbreiten der INA-Potenz zum Trotz, existiert im Falle von *Pseudomonas syringae* wahrhaftig eine große Vielfalt an Pathovaren (pv.), die neben ihrer rein eiskristallisierenden Potenz auch infektiös auf Pflanzen wirken (z.B. Nekrosen, auch Toxinwirkung, siehe u.a. MORRIS *et al.* 2008b) und im Allgemeinen eine hohe Wirtsspezifität vorweisen. Abgesehen von komplexen Pflanze-Pathogen-Umwelt-Interaktionen und der daraus resultierenden Ausrichtung, wie und in welchem Ausmaß pathologische Zustände im Wirt auch in Koexistenz mit anderen Keimen geschaffen werden (BARRETT *et al.* 2009), verhelfen diverse Virulenzfaktoren (z.B. Phytotoxine, Immunsuppressiva) Phytopathogenen wie *Pseudomonas syringae*, Pflanzenblätter zu invadieren in dessen Folge sich Gewebeschädigungen abzeichnen (MELOTTO *et al.* 2008). Bezugnehmend auf BÖRNER (2009) stehen hierfür *Pseudomonas syringae* pv. *morsprunorum* (Rindenbrand des Steinobstes), *Pseudomonas syringae* pv. *phaseolicola* (Fettfleckenkrankheit der Buschbohne), *Pseudomonas syringae* pv. *lachrymans* (Bakterienblattfleckenkrankheit der Gurken) oder auch der Bakterienbrand auf Sojapflanzen durch *Pseudomonas syringae* pv. *glycinea* (BUDDE 1999). Typische Ackerpflanzen gemäßigter Klimazonen wie



Könnten Reststoffströme aus BioAbluftRA Ausgang von Pflanzenschäden sein ?

Zuckerrüben, Weichweizen und Gerste bieten sich für *Pseudomonas syringae* pv. *aptata*, *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* bzw. *lapse* sowie *Pseudomonas syringae* pv. *japonica* als Wirtspflanze ebenso an (GARDAN *et al.* 1999). Unnötig zu erwähnen, daß folglich eine große Bandbreite von Kulturpflanzen zum Wirtsspektrum der Pathovarietäten von *Pseudomonas syringae* gehören und daher die Bedeutung luft- und flüssigkeitsgetragener Reststoffströme aus BioAbluftRA für die Phytohygiene auch mit Blick auf andere Keimarten und -stämme hinterfragt werden muß. Unabhängig davon, inwiefern und ob überhaupt Reingase aus BioAbluftRA ein signifikantes Problem in Quantität und Qualität darstellen, könnten trockene wie auch nasse Depositionen in Boden- und Wasserkörpern prinzipiell zu einer räumlichen Verteilung der über BioAbluftRA emittierten luftgetragenen Phytopathogene führen, nachdem die Atmosphäre als Verteiler einerseits und Wirkort (IN) andererseits in Erscheinung tritt. Allein die häufig anzutreffende enge Nachbarschaft zwischen BioAbluftRA und direkt angrenzenden Ackerflächen mit ihren Kulturpflanzen bietet sich als relativ leicht überwindbarer Inokulationsweg an. Der Hinweis von WHIPPS *et al.* (2008), daß landwirtschaftliche Aktivitäten die atmosphärische Mikrobiologie und damit die Zuwanderung von Mikroorganismen in die der Aktivität räumlich nahestehenden Phyllosphäre beeinflussen, unterstreicht diese Vorsehung. Außerdem dürfen die aus BioAbluftRA abgeschlammten Prozeßwassermengen nicht unberücksichtigt bleiben, die üblicherweise ein Abdrainieren in den im Stall anfallenden Flüssigmist erfahren und die später bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf bewirtschafteten Grünland- und Ackerflächen mit verteilt werden (Abb. 66). Schwierig, wenn nicht sogar unmöglich ist eine Abschätzung darüber, ob etwaige originär im Waschwasser befindliche Phytopathogene eine quantitative und qualitative Veränderung bei der Vermengung mit Flüssigmist zeigen und aus diesem Grund phytohygienische Bedenken gegenstandslos werden. Die Ergebnisse von RIFFAUD und MORRIS (2002) zeigen beispielhaft, daß umweltgetriebene Einspeisungen von Phytopathogenen in Reservoirs wie Wasserrückhaltebecken, die Ausgangsorte von Bewässerungen landwirtschaftlicher Flächen sind, als Quellen für die Verteilung infektiöser und INA-positiver Agentien in der Phyllosphäre dienen können. Dies verwundert insofern nicht, da MORRIS *et al.* (2008b) bei 85% der in nicht agrarisch geprägten Umweltkompartimenten gefundenen *Pseudomonas syringae*-Stämme eine IN-Aktivität fand, die im übrigen auch signifikant mit der Aggressivität von Pathovaren positiv korreliert sein kann. Allerdings werden derartige phänotypische Ausprägungen von der Wasserchemie (hier: Leitfähigkeit) mit beeinflusst (MORRIS *et al.* 2010). In diesem Zusammenhang ist es nützlich, sich abermals die bereits erwähnten Funde von *Pseudomonas syringae* in der Tierhaltung in Erinnerung zu rufen (ANDERSSON *et al.* 1999), um Anreicherungs Momente im Prozeßwasser vermuten zu dürfen, das als Reststoff eine Verwendung in der Umwelt findet.

...oder sogar mit Biocontrol-Funktion ?

Die mikrobielle Reichhaltigkeit des Prozeßwassers ließe aber auch Vermutungen zu, die in Richtung protektiver, das Pflanzenwachstum stimulierender Effekte weisen. Prozeßwasserbakterien könnten im Bereich der Rhizosphäre selbst phytopathogene Organismen hemmen, indem sie Bestandteil des rhizosphärischen Biofilms werden. Teile der dort ansässigen Mikroorganismen üben die Funktion der sog. Biokontrolle (*biological control* = *biocontrol*, siehe auch *Pantoea* spp., Kap. 5.3.4.1) aus (RUDRAPPA *et al.* 2008). Diese zur Biokontrolle befähigten Mikroorganismen konkurrieren erfolgreich um Lebensraum und Nährstoffe, synthetisieren Allelochemikalien z.B. zur Detoxifikation oder Abbau von Virulenzfaktoren, induzieren eine systemische Resistenz in der Pflanze und produzieren antibakterielle wie auch antimykotische Stoffe (COMPANT *et al.* 2005,

Könnte der in  
Anlage IV  
gefundene  
*Pseudomonas*  
*fluorescens* in  
Frage kommen ?

Pilze haben auch  
Biocontrol-  
Potential

Mikrobielle Eis-  
nukleatoren  
gehören zur  
Phyllosphäre

Nur wenige  
exprimieren IN

Können  
BioAbluftRA in  
die Natur  
eingreifen ?

HAAS u. DÉFAGO 2005, WHIPPS 2001). Da unter den in Agroökosystemen auffindbaren hohen Dichten von Kulturpflanzen vermehrt Pflanzenkrankheiten und infektionszyklisch bedingte Virulenzsteigerungen zu beobachten sind (STUKENBROCK u. McDONALD 2008), werden besonders aufmerksam die Wirkungen und Verwendungsmöglichkeiten von z.B. *Pseudomonas* spp. in der Biokontrolle verfolgt (D'AES *et al.* 2010, McSPADDEN GARDENER 2007, MERCADO-BLANCO u. BAKKER 2007, WELLER 2007). Unter den Pseudomonaden wird wiederum immer wieder *Pseudomonas fluorescens*, welcher im Prozeßwasser der Anlage IV mit einem Gehalt von mehr als  $10^5$  Keimen  $\text{ml}^{-1}$  bestimmbar war, genannt (z.B. COUILLEROT *et al.* 2009, JOUSSET 2009). Diese Bakterienart wird daher auch als kommerziell erwerbbares Pflanzenstärkungsmittel eingesetzt (BUDDRUS-SCHIEHMANN 2008). Weitere Produkte nennen HAAS und DÉFAGO (2005) unter denen auch Stämme von *Bacillus* spp. auftauchen. Auch diese Gattung war regelmäßiger Bestandteil der Prozeßwassermikroflora aller vier Anlagen. Desweiteren werden antagonistische Effekte von Pilzen genutzt, um pathogene Pilze unter Kontrolle zu bringen (WHIPPS 2001). ELBERT *et al.* (2007) meinen gar, daß die Anwendung von Pilzen bei der Biokontrolle den Sporengehalt in der Luft soweit erhöhen könnte, so daß hierüber eine Mitbeteiligung an atmosphärischen Prozessen (z.B. CCN und IN) entstünde. Ein derartiger Einfluß wäre im übrigen dann auch für *Pseudomonas fluorescens* anzunehmen, sofern diese INA-positiv sind (MORRIS *et al.* 2004). Gleichen sich auch hier und da die Bakteriennamen, so ist schließlich hervorzuheben, daß die spezifischen Fähigkeiten zur Ausübung von Biokontrollmechanismen stammabhängig sind (COMPANT *et al.* 2005) und daher derzeit keine validen Angaben zum Biokontrollpotential der Prozeßwasserkeime gemacht werden können.

Die vornehmlich pflanzliche Herkunft der zahlreichen INA-positiven Genotypen unter den Bakterien macht jene zu epiphytären Biofilmbestandteilen in der Phyllosphäre (DANHORN u. FUQUA 2007, MORRIS u. MONIER 2003), die von einer hohen bakteriellen Diversität beherrscht wird und außerdem zwischen den Pflanzenarten augenfällig abwechselungsreich ist (HIRANO u. UPPER 2000). Die bakterielle Populationsdichte auf Pflanzenblättern ist über mehrere Zehnerpotenzen im hohen Maße variabel und kann beispielsweise im Falle von *Pseudomonas syringae* von nicht nachweisbar bei jungen bis hin zu  $10^7$  koloniebildenden Einheiten pro Blatt bei älteren Getreidepflanzen reichen (HIRANO *et al.* 1982, HIRANO u. UPPER 1990, LINDOW *et al.* 1978). Trotz der großen Besiedlungsdichte und der Annahme, daß ausschließlich lebende Zellen zur Mehrheit der IN auf Blattoberflächen beitragen, wird im Durchschnitt nur ein Eisnukleus in einer blätterassoziierten Population von 300 bis 1.000 Bakterien mit potentieller Eisnukleationsaktivität exprimiert (LINDOW 1983). Stammunterschiede können darüber hinaus gar Variabilitäten von  $1:10^2$  bis  $1:10^6$  bedingen und ein und derselbe Stamm vermag auf unterschiedlichen Pflanzenarten jeweils andere als die genannten Häufigkeitsverhältnisse zu Tage treten zu lassen, wie es in dieser Hinsicht für die mit am besten untersuchte Spezies *Pseudomonas syringae* zutrifft (SZYRMER u. ZAWADZKI 1997). Inwiefern bei den genannten natürlichen Verhältnissen ein signifikanter Interventionsbeitrag von den BioAbluftRA zu erwarten ist, sei dahingestellt, aber bei einer kleinräumigen Konzentrierung zahlreicher BioAbluftRA wäre ihr Stellenwert im Umweltgefüge, wie in Abbildung 66 hypothetisch illustriert, trotzdem zu hinterfragen.

**Unsicherheiten in der Biopartikelbeteiligung an Atmosphärenvorgängen.** Bioaerosole werden in ihrer Wirkungsweise als potente CCN-/IN-Bildner diskutiert (z.B. MÖHLER *et al.* 2007, MÖHLER *et al.* 2008, SUN u. ARIYA 2006) und sind

Biopartikel in  
der Atmosphäre-  
Warum also  
keine Biopräzi-  
pitation ?

Kapazitätsbe-  
teiligung an IN-  
Aktivität ist  
gering

...aber evtl. auch  
zu steigern

Blockade IN-  
aktiver Zentren

...durch  $\text{NH}_3$

Wie sieht die  
Balance zwischen  
Absorption und  
Desorption aus ?

Anlaß für Konzentrationsprognosen im globalen Maßstab (BURROWS *et al.* 2009a,b, SESARTIĆ *et al.* 2009) wie auch für geplante Untersuchungskampagnen zur Darstellung und Verifikation ihrer Interaktionen mit Wolken, um die Auslösbarkeit von Biopräzipitationen davon ableiten zu können (SESARTIĆ 2008). Beispielfhaft lassen die Nachweise von Gram-positiven und -negativen Bakterien (AMATO *et al.* 2007) sowie von Pilzen bzw. deren Sporen (FRÖHLICH-NOWOISKY *et al.* 2009, ELBERT *et al.* 2007) in Wolken wie auch von großräumig verdrifteten Pollen in der Atmosphäre (ROUSSEAU *et al.* 2005) vermuten, daß Biopartikel an physikochemischen Vorgängen in der Atmosphäre beteiligt sind. Trotz des relativ hohen Anteils von 33% der Biopartikel in Eiskristallen von Wolken (PRATT *et al.* 2009), meint HOOSE (2009), daß biologische Partikel beispielsweise kollisionsbedingt mit bereits existenten Eiskristallen eine Verschmelzung eingegangen sein könnten und damit letztlich nur als reine Sekundärererscheinung zu Tage treten. Einwände gegen die signifikante Beteiligung der Biopartikel an Eiskristallbildungen und Präzipitationen artikulieren nicht nur SESARTIĆ *et al.* (2010, 2011), sondern auch HOOSE *et al.* (2010a,b), die den per Simulation errechneten Beitrag von Bakterien, Pilzsporen und Pollen an der globalen durchschnittlichen Eisnukleationsrate als sehr marginal, höchstens aber auf 0,6% schätzen, so daß auf dieser Grundlage Biopräzipitationsvorgänge eine geringe Relevanz haben dürften. Und auch DIEHL und WURZLER (2010) hinterfragen mit ihren Ergebnissen, ob PBAP in denjenigen atmosphärischen Höhen eine tragende Rolle spielen, die Orte der Wolkenformation sind und ob die angetroffenen Konzentrationen überhaupt ausreichen, die verschiedenen Aktivierungsmodi für die Eisformation bedienen zu können. Derartige Bedenken könnten eine Abschwächung erfahren, wenn sich herausstellen sollte, daß wenige aber spezifische IN-potente Keime wider Erwarten ausreichend vorhanden sind und ihren IN-Aktivitätsgrad im Zuge von Umwelteinflüssen (z.B. Nährstoffengpässe, Temperaturabsenkung) steigern können (BOWERS *et al.* 2009).

Auf einen Hinweis von LOHMANN und FEICHTER (2005) aufmerksam geworden, daß bestimmte Gase durch Besetzung aktiver Domänen die Fähigkeit von Partikeln zur Eisnukleation aufheben können, sind die mehr als 300 bislang festgestellten Spurengase (*volatile organic compounds*, VOC) in der Stallluft (SCHIFFMAN *et al.* 2001) u.U. als Manipulativ auch für Bioaerosole in Erwägung zu ziehen. So wird das für die Nutztierhaltung typische Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) der Stallluft mit seinen *precursor*-Eigenschaften nicht nur für die Entstehung sekundärer Aerosolpartikel mit verantwortlich gemacht (MAKAR *et al.* 2009), sondern auch als Agens mit IN-inhibitorischer Wirkung (PRUPPACHER u. KLETT 1997), obwohl SALAM *et al.* (2007) auch IN-verstärkende Effekte durch Ammoniak an Stäuben aus Schichtsilikat, die allerdings mehr als untypisch für die Tierhaltung gelten können, nachweisen konnten. Tatsächlich lassen sich Phasenübergänge des Ammoniaks von der Luft in Richtung Partikel analytisch nachvollziehen (REYNOLDS *et al.* 1998), so daß TAKAI *et al.* (2002) in einatembaren Staubpartikeln der Tierhaltung Beladungen zwischen 1 und  $6 \mu\text{g mg}^{-1}$  und in alveolengängigen Fraktionen  $7 \mu\text{g mg}^{-1}$  Staub feststellen konnten. Es liegt auf der Hand, daß bei reinen Emissionen aus der Tierhaltung potentielle Reaktionsareale der Partikel je nach dem Grad der Irreversibilität durch Ammoniak maskiert werden. Welche Tragweite dieser Umstand vielleicht für die Reaktionsfähigkeit der Bioaerosole insgesamt in der Atmosphäre haben könnte, läßt sich schwerlich beantworten. Hierzu müßten eventuell die bereits erwähnten sekundären Partikelbildungen und die sich in normaler Luft aufbauenden Konzentrationsgradienten mit berücksichtigt werden, die vielleicht zu einer Gleichgewichtsverschiebung führen und daher für eine stetige Desorption bei den

Primärpartikeln sorgen. Müssen Partikel und Gase erst eine BioAbluftRA durchqueren, erfahren natürlich auch unerwünschte Gase wie das Ammoniak eine Abmangelung, die allerdings je nach BioAbluftRA unterschiedlich intensiv aussehen kann. Besonders Anlagen mit einem Chemowäscher sorgen für eine effiziente Deposition des Ammoniaks im Prozeßwasser, so daß Ammoniak im Reingas nur noch in Spuren vorkommt. Nicht uninteressant ist es allerdings, inwiefern durch die Verdüsung eines Wasser-Säure (Schwefelsäure)-Gemisches in der Chemowäscherstufe gewisse Anteile von Ammoniumverbindungen (-sulfat) den Weg über das Reingas nach Außen finden und dadurch Sekundärpartikel in die Atmosphäre gelangen, wo sie als Salze anteilig an den erst dort stattfindenden Sekundäraerosolbildungen zwischen gasförmigen Ammoniak, Schwefeldioxid und Stickoxiden mit beteiligt sind.

*Atmosphären-  
vorgänge – keine  
Berücksichtigung  
von Stall-  
emissionen*

Von allen Unsicherheiten abgesehen, sollten allenorts freigesetzte Biopartikel nach Qualität und Quantität mit als treibende Kraft in der Auslösbarkeit von Atmosphärenvorgängen auch zukünftig berücksichtigt werden. Nicht umsonst haben daher BURROWS *et al.* (2009a) für ihr Emissionsmodell Literaturdaten über Fluxraten von Bakterien aus Flächenquellen verschiedener Ökosysteme der Erde zusammengetragen und schließlich für die Erstellung eines globalen Konzentrationsprofils benutzt (BURROWS *et al.* 2009b). Doch für eine ganzheitliche Betrachtung sind weitere Eintragsquellen mit zu erwägen. Dazu zählt eben auch die landwirtschaftliche Nutztierhaltung mit all ihren Haltungsformen, angefangen von den in Europa und Nordamerika konzentrierten Ställen bis hin zur flächenintensiven Weidehaltung Amerikas und Australiens (z.B. *feedlots*).

*Mikrobieller  
Flux aus der  
Phyllosphäre*

**Emissionen im Vergleich.** Aufgrund derzeit fehlender verlässlicher Informationen, mit welchen IN-Aufkommen in den Emissionsfrachten der Nutztierhaltung zu rechnen ist, ist eine Beschränkung der Stoffströme zunächst auf Keime schlechthin unausweichlich. Um trotzdem in den bildlichen Aussagen der Abbildung 66 zu bleiben, erscheint es erwähnenswert, die Freisetzungsraten der phyllosphärischen Keime zu nennen, um sich sodann dem Vergleich zu den Emissionen aus der Tierhaltung zu nähern. So konnten LINDEMANN *et al.* (1982) in ihren Feldversuchen zeigen, daß oberhalb von Bohnenpflanzen eine Freisetzungsrate von 0,4 bis 1,2 IN-aktiven Bakterien pro m<sup>2</sup> und Sekunde festzustellen war und das Flux-Verhältnis zu den emittierten Bakterien insgesamt stets gleich war. Das überrascht insofern, da die Populationsgröße pro Blatt zwischen IN-positiven Bakterien wie *Pseudomonas syringae* und Gesamtbakterien nicht zwangsläufig über die Vegetationsperiode miteinander korrelieren muß, sondern vielmehr von der unterschiedlichen Sensitivität gegenüber Umwelteinflüssen wie dem Klima mit beeinflußt wird (HIRANO u. UPPER 2000). Bezogen auf die von Blättern von Weizen, Bohnen und Luzerne emigrierenden Gesamtbakterien lassen sich bakterielle Flux-Raten von 57, 499 und 543 KBE m<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup> angeben (LINDEMANN *et al.* 1982), die einen Medianwert für Bohnenanpflanzungen von 100 KBE m<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup> zulassen und die von Depositionsraten zwischen 1 und 10 KBE m<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup> begleitet sind (HIRANO u. UPPER 2000). Für den Erdboden geben LINDEMANN *et al.* (1982) einen Emissionsfaktor von 124 KBE m<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup> an. Weitere aus direkten Messungen verfügbare Fluxraten stellen BURROWS *et al.* (2009a, Supplement) tabellarisch in einer Literaturübersicht dar, die die Autoren um eigene, in einem Emissions- und Transportmodell für verschiedene globale Ökosysteme verwendete Daten ergänzen (BURROWS *et al.* 2009b, Supplement). Der quantitative Stellenwert der Bioaerosolemissionen aus der Nutztierhaltung im Vergleich zu den vegetationsbedingten bzw. bodenbürtigen

*Fluxraten für  
einige Pflanzen*



mikrobiellen Freisetzungen lassen sich überschlägig anhand vorhandener Emissionsinventare wie das von SEEDORF (2004) und der erwähnten Fluxraten ermitteln.

#### *Flächenemission in Niedersachsen*

Das in einigen Teilen viehdichte Bundesland Niedersachsen der BR Deutschland verfügt über eine Gesamtfläche von 47.626,60 km<sup>2</sup> ([www.regionalstatistik.de](http://www.regionalstatistik.de), Stand 31.12.2008), von der etwa 87,6% auf künstliche Grünflächen (1,4%), landwirtschaftliche Flächen (61,6%) sowie Wälder und naturnahe Flächen (24,6%) entfallen (LBEG 2009). Der Rest umfaßt städtische, industriell-gewerbliche und wasserassoziierte Flächen wie auch Feuchtfächen und wurden wegen Flächenversiegelung und Marginalität nicht weiter berücksichtigt. Wird der „grüne“ Flächenanteil mit einem bakteriellen Flux derart verknüpft, daß mit 100 KBE m<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup> statt mit 124 KBE m<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup> ebenso auch über den vegetationsfreien Boden eine nahezu äquivalente Emission erreicht wird, so ergibt sich eine bakterielle Freisetzungsrates für Niedersachsen von  $1,32 \times 10^{20}$  KBE pro Jahr (a). Verglichen mit den bakteriellen Emissionen aus Nutztierställen berechnet sich eine etwa 71-fache geringere Emissionslast von  $1,85 \times 10^{18}$  KBE a<sup>-1</sup>, doch sind höhere Freisetzungsmengen möglich, da zwischenzeitlich weitere Daten darauf hinweisen, daß Emissionsfaktoren im Jahresdurchschnitt höher ausfallen können (GÄRTNER *et al.* 2009) als bei SEEDORF (2004) dargestellt. Räumliche Konzentrierungen von Tierhaltungen sind geeignet, regional Schwerpunkte an freigesetzten Bioaerosolen zu setzen. So reduziert sich der faktorielle Unterschied von 71 auf ungefähr 12 im Landkreis Vechta unter der Annahme, daß auch dort anteilig mit einer Vegetationsfläche von 87,6% gerechnet werden kann.

#### *Stallemissionen in Niedersachsen*

#### *Angleichung Flächen-/ Stall- emissionen*

#### *Konvertierung von KBE auf Zellzahl*

#### *Unwägbarkeiten bei der Konver- tierung*

Kulturelle Nachweisverfahren in der Mikrobiologie bedingen eine Unterschätzung der vorhandenen Anzahl von Zellen (z.B. FALLSCHISSEL *et al.* 2008, GÄRTNER *et al.* 2009, HEIDELBERG *et al.* 1997, SHAHAMAT *et al.* 1997), so daß daraus auch eine Unterschätzung der katalytischen Kompetenz im Atmosphärenchemismus resultieren könnte. Es ist daher anzunehmen, daß aus diesem Grund BURROWS *et al.* (2009a) Skalierungsfaktoren zwischen 81 und 302 angeben, um von koloniebildenden Einheiten auf die totale Zellzahl zu schließen. Über die Validität solcher Konvertierung läßt sich einerseits aus methodischer Sicht trefflich diskutieren (z.B. verschieden benutzte Sammelverfahren, Ausbeutedifferenzen bei verschiedenen Nährbodentypen), andererseits läßt sich bei der Transformation der Daten keine Aussage darüber treffen, inwiefern Mikroorganismen im luftgetragenen Zustand derart partikelgebunden sind, so daß Reaktionszentren auf den Zelloberflächen folglich maskiert bleiben. Hinzu kommen, je nach angewandtem Bestimmungsverfahren, Zugeständnisse an die Nichtunterscheidbarkeit zwischen vermehrungsfähig und intakt aber inaktiv, infolgedessen Mikroorganismen vielleicht keinen oder nur einen eingeschränkten Beitrag zu bestimmten stoffwechselabhängigen Atmosphärenvorgänge leisten können. Erwähnenswert ist auch, daß die häufig in den Bioaerosoluntersuchungen benutzten Fluorochrommarkierungen nicht zwischen Bakterien und Pilzen diskriminieren (CHI u. LI 2005) und daher eine selektive mikrobielle Populationsansprache schwer möglich ist. In einigen Umfeldern wie dem Stall spielt das keine große Rolle, da Pilze nur etwa 1% der Gesamtmikroorganismen ausmachen (LANGE *et al.* 1997), der prozentuale Anteil der Pilze in der Außenluft aber deutlich höher ausfallen kann. Wird beispielsweise die faktorielle Differenz zwischen Schimmelpilzen und Bakterien der von KOLK *et al.* (2009) zusammengestellten Außenluftkonzentrationen (KBE m<sup>-3</sup>) berechnet, so ergibt sich im Jahresdurchschnitt eine 4,7-mal und im Monat Juli sogar eine 15,6-mal höhere Schimmelpilzkonzentration.

KBE-Zellzahl-  
Skalierungs-  
faktoren für die  
Tierhaltung

Ungeachtet solcher Limitationen lassen sich auch für den Nutztierbereich derartige Skalierungsfaktoren ableiten. Anhand eines Vergleiches zwischen den entsprechenden Emissionsfaktoren, ergibt sich bei Jungmasthühnern eine etwa 54-fach größerer zellassoziierter Flux aus dem Stall (GÄRTNER *et al.* 2009). Dagegen haben CHI und LI (2006) auf Konzentrationsbasis einen Faktor 10-Unterschied im Hühnerstall zu Gunsten der Zellzahl gefunden, wogegen RINSOZ *et al.* (2008) in Bioaerosolproben aus der Geflügelhaltung 32-mal höhere Zellzahlen als kultivierbare Keimmengen fanden. In Schweinehaltungen war die mikrobielle Gesamtzellzahl 10- bis 200-mal höher ausgefallen als die Ergebnisse aus der Kultivierung (CHI u. LI 2005). Mit einem Faktor 100-Unterschied ordnen sich hier gleichsam die Auswertungen von LANGE *et al.* (1997) für Schweineställe ein. Die Festlegung auf einen Skalierungsfaktor könnte neben einer denkbaren relativen quantitativen Abwertung errechenbarer Gesamtzellemissionen aus Tierställen aber auch das Gegenteil bewirken, indem tierhaltungsbedingte Emissionen zunehmend gleichrangig neben den mikrobiellen Freisetzungen aus natürlichen Ökosystemen stehen. Hierbei wäre noch zu klären, welche Bedeutung den Endotoxinfrachten zukämen, nachdem PHELPS *et al.* (1986) eine IN-Beteiligung nicht ausschließen (siehe oben). Endotoxine werden als solche bereits aus Quellen emittiert, doch stecken je nach Tenazitätsgrad im luftgetragenen Zustand und der Überwindbarkeit von Sammelstress gewisse, wenn auch unbekannte Anteile intakter Gram-negativer Bakterienzellen dahinter und müßten der ursprünglichen Gesamtzellzahl emittierter Bakterien zugerechnet werden. Eine theoretische Äquivalenz zwischen Endotoxinen und Gram-negativen Bakterien gelingt unter der Annahme, daß eine Bakterienzelle durchschnittlich 35 Femtogramm (30-40 Femtogramm) Endotoxine enthält (HURLEY 1995). Bezogen auf schwebfähige Endotoxin-haltige Partikelfraktionen von  $< 5 \mu\text{m}$  (alveolengängig) würden in Anlehnung an die Daten von SEEDORF (2004) maximal  $5,03 \times 10^{17}$  Gram-negative Zellen  $\text{a}^{-1}$  zu der Gesamtbakterienzahl für Niedersachsen dazukommen, für Vechta beliefe sich der Wert auf  $4,78 \times 10^{16}$  Zellen  $\text{a}^{-1}$ .

Nochmals die  
Endotoxine –  
wie zu  
berücksichtigen ?

Konvertierungen  
von Daten  
kritisch  
hinterfragen

Die großen Spannweiten und offensichtlichen Unsicherheiten in der Validität der Skalierungsfaktoren zeigen, daß bei Nutzung derartiger Transformationen eine kritische Prüfung vorab erfolgen sollte oder gar die Sinnhaftigkeit der Anwendung in Frage zu stellen ist, solange methodische Detailbeschreibungen bei der Herleitung der Faktoren unklar sind bzw. Faktoren gleicher Qualität über unterschiedliche Verfahrensweisen abgeleitet wurden und eine Entscheidung für oder gegen einen bestimmten Skalierungsfaktor nicht zweifelsfrei begründbar ist. Sollte sich nämlich herausstellen, daß Bioaerosolemissionen aus der Tierhaltung modifizierend auf die Atmosphäre wirken könnten und daher der Ruf nach Abhilfe laut werden würde, so mögen BioAbluftRA mit ihrem rund 90%-igen Reduktionsvermögen für Partikel zweckentsprechend einsetzbar sein. Da aber bei den Extrapolationen auf die zellulären Emissionsstärken hin Schwankungen bis Faktor 100 oder mehr theoretisch möglich sind, können in diesem Szenario u.U. die Minderungen nicht ausreichen, um eine Abkehr von etwaigen signifikanten Atmosphärenvorgängen zu gewährleisten. Insofern braucht es einer erhöhten Aufmerksamkeit, wie Experimentaldaten erhoben werden und miteinander verglichen werden können, um gegebenenfalls den Maßnahmenumfang zum Schutze der Umwelt daraus fachlich ableiten zu können.



Maßstäbe setzen  
– KBE-,  
zellzahl- oder  
Masse-basiert ?

Bei der Ursachenanalyse bestimmter Umweltvorgänge, die durch die Luft vermittelt werden, richtet sich der Blick vielfach nicht auf freigesetzte Zellzahlen, sondern auf die emittierten Tonnagen im globalen Maßstab (Beispiele wie Bakterien: 40–1.800 Gg a<sup>-1</sup>, BURROWS *et al.* 2009b; Pilze: 50 Tg a<sup>-1</sup>, ELBERT *et al.* 2007; PBAP: 1.000 Tg a<sup>-1</sup>, JAENICKE 2005), die in Relationen zu allen bekannten anderen Agentien gesetzt werden und ein Bild davon abgeben, welche Aerosolart in welchem massebehafteten Umfang am Belastungsbudget der Atmosphäre beteiligt ist (ANDREAE u. ROSENFELD 2008). Die Stäube in und aus der Nutztierhaltung enthalten Bestandteile aus Futter, Einstreu, Fäzes, Harn und von den Tieren selbst (z.B. Schuppen, Federn) und sind zudem mit erheblichen Mengen an Mikroorganismen beladen (etwa 10<sup>8</sup> KBE g<sup>-1</sup>, AENGST 1984), so daß diese Staubart dem Begriff der sog. biogenen primären organischen Aerosole nach FUZZI *et al.* (2006) oder dem Terminus PBAP sehr wohl entsprechen könnte, obwohl es den Anschein hat, daß der Begriff PBAP vorzugsweise für die Umschreibung von Partikelherkünften aus natürlichen Quellen reserviert ist. Aufgrund des Gehaltes organischen Materials in beiden Aerosoltypen, lohnt ein quantitativer Emissionsvergleich zwischen Stallstäuben und PBAP dennoch allemal.

PBAP- versus  
Bioaerosolemis-  
sionen aus der  
Tierhaltung

Werden die Emissionsdaten von SEEDORF (2004) mit den Flächengrößen der Kommunen Niedersachsens rechnerisch verknüpft, belaufen sich die dortigen Auswurfmassen der Tierhaltung an einatembaren und alveolengängigen Stallstäuben auf etwa 8.300 Mg a<sup>-1</sup> bzw. 757 Mg a<sup>-1</sup> und machen gemessen an den globalen PBAP-Emissionen von 35 Tg a<sup>-1</sup> (ANDREAE u. ROSENFELD 2008) einen Anteil von 0,024% aus. Als die wesentlichsten PBAB-Bestandteile berücksichtigen WINIWARTER *et al.* (2009a) Pilzsporen und Pflanzenreste und kommen für Europa auf einen PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktor von 24 kg km<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> in dessen Folge sie eine Gesamtemission von 283.000 Mg a<sup>-1</sup> PBAB-PM<sub>10</sub> errechnen. Da in dieser Marge auch Teile Nordafrikas und des Mittleren Ostens eingebunden sind, liegt es nahe, die Emissionsverhältnisse, gerade auch im Hinblick auf die Vergleichbarkeit zur Tierhaltung, mehr zentraleuropäisch zu betrachten. Dazu bietet es sich an, die EU 27-Länder und vergleichsweise die Schweiz heranzuziehen, deren PBAP-Ausstoß auf 914 Mg a<sup>-1</sup> beziffert wird. Für die EU 27-Gruppe ergibt sich eine PBAP-Gesamtemission von 100.060 Mg a<sup>-1</sup>.

In der BRD und  
in der Schweiz  
mehr Stall- als  
PBAP-  
Emissionen

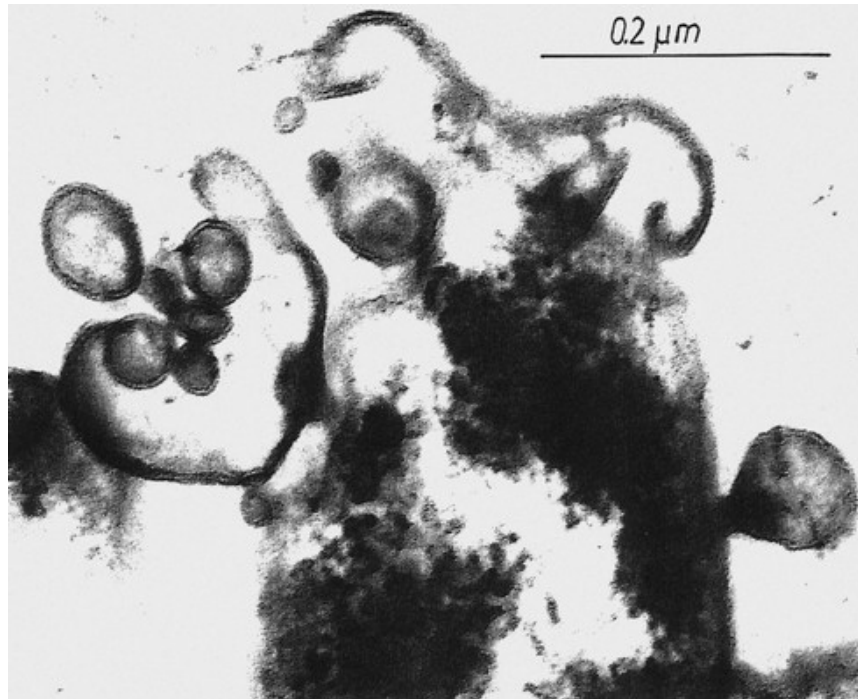
Mit Hilfe des Datenservice der *European Environment Agency* ([www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu)), die unter ihrer Webdomäne einen *Air pollutant emissions data viewer* anbietet, können nunmehr für die Tierhaltung die Emissionsmengen der EU 27-Länder und der Schweiz abgerufen werden. Danach belaufen sich für das Jahr 2008 die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen aus der Tierhaltung auf insgesamt 119.992 Mg a<sup>-1</sup> (Schweiz: 2.247 Mg a<sup>-1</sup>) bzw. 24.044 Mg a<sup>-1</sup> (Schweiz: 339 Mg a<sup>-1</sup>), an denen die BR Deutschland mit einem Beitrag von 13,6% bzw. 18,0% beteiligt ist. Erwähnenswert sind die relativen Mengenverhältnisse zwischen PBAP-PM<sub>10</sub> und Tierstaub-PM<sub>10</sub>. Bewegen sich beim EU 27-Verbund die beiden Emissionstonnagen auf gleichem Niveau, übersteigen die Stallemissionen in der BR Deutschland die PBAP-Emissionen um das 2-fache und in der Schweiz um das 2,5-fache.

Trotz aller Unsicherheiten die Emissionsinventare aufweisen (SEEDORF 2004, WINIWARTER *et al.* 2009b), machen die Zahlenspiele deutlich, daß je nach räumlicher und dimensionärer Betrachtungsweise, die partikulären Freisetzen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung durchaus aus ihrem Schattendasein im Zusammenhang mit ihren eventuellen atmosphärischen Einflüssen heraustreten könnten. Der Eindruck, daß sich die luftgetragenen Biopartikelemissionen im

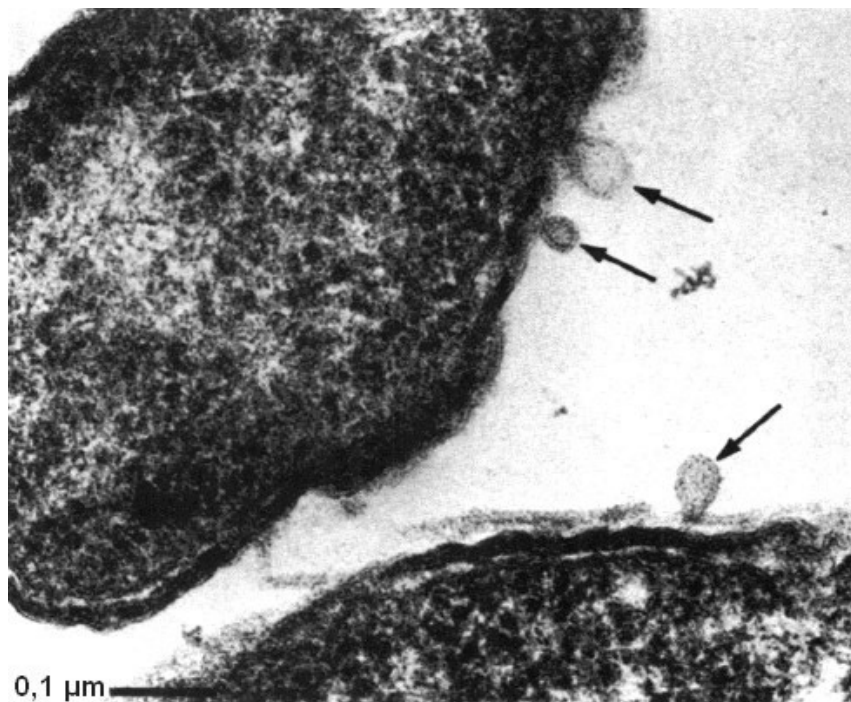
*Trotz geringer globaler Bedeutung, qualitative Aspekte nicht aus den Augen verlieren*

Vergleich zu anderen, weitaus mächtigeren Emissionsfrachten (z.B. Meersalze, Mineralstäube) eher im Bagatellbereich bewegen, bedeutet nicht automatisch, eine Irrelevanzgrenze überschritten zu haben, aus der sich eine Unbedeutsamkeit für chemophysikalische Prozesse in der Atmosphäre ableiten ließe (MORRIS *et al.* 2008a), zumal wenn PBAP-Effekte eher unter lokalen, regionalen und saisonalen Bedingungen an Bedeutung gewinnen könnten (HOOSE *et al.* 2010a, SESARTIC *et al.* 2011). Berücksichtigt werden muß nämlich, daß gerade bei den Mikroorganismen Massebezüge weniger sinnvoll sind, sondern die über Zehnerpotenzen hinweg in die Umwelt emittierten und anzutreffenden Keime mit ihren reaktiven Domänen (z.B. INA-Proteine, Rhamnolipide) eher eine Vorstellung von ihrer Funktionalität geben. Nachweise CCN- und IN-potenter biologischer Partikel legen daher nahe, die qualitativen Seiten der emittierten Biopartikel in den Fokus zu rücken und dabei von einer globalen Sichtweise in einen mehr lokalen, regionalen und saisonalen Kontext zu schwenken. Darüber hinaus sehen PÓSFAL und BUSECK (2010) ohnehin noch einen erheblichen Klärungsbedarf z.B. in der Bedeutung der verschiedenen IN-Typen für die Eisformation in der Atmosphäre. Mit dem Portfolio mikrobiologischer Analysewerkzeuge für die Untersuchungen atmosphärischer Aerosole (GEORGAKOPOULOS *et al.* 2009) und der Verfügbarkeit laborgestützter Aerosoltests (MÖHLER *et al.* 2008) mag es gelingen, das Interaktionsverhalten der emittierten Bioaerosole aus der Nutztierhaltung mit der Luft soweit zu charakterisieren, daß auf die jeweilige Partikelqualität gemünzte „Dosis-Wirkungsbeziehungen“ atmosphärischer Prozesse definierbar oder zumindest abschätzbar werden. In diesem Gesamttenor sollte ebenso die hier und dort zu beobachtende biotechnologische Aufrüstung in der Nutztierhaltung beachtet werden, in der BioAbluftRA eine zunehmende Verbreitung erfahren und in Ermangelung von Felddaten derzeit nicht sicher einzuschätzen ist, welche Umwelteffekte von diesen Technologien ausgehen könnten. Beruhigend mögen die über weite Strecken signifikanten Reduktionen der partikulären Frachten sein, die aber über das qualitative Zusammensetzungsmuster der Reingasbioaerosole ebenso wenig eine erschöpfende Auskunft geben wie auch über ihre Wirkung nach Abscheidung im Waschwasser der BioAbluftRA und periodischer Reststoffausbringung auf Landflächen. Beides, Reingas- und Prozeßwasser-Biopartikel, wird ähnlich dem hypothetischen Umweltkreislauf von *Pseudomonas syringae* nach MORRIS *et al.* (2008b) Bestandteil von Umweltkompartimenten (siehe Abb. 66) und u.a. zur Infiltration der  $10^{30}$  bakteriellen Besiedler auf der Erde beitragen, von denen schätzungsweise  $10^{24}$  bis  $10^{26}$  auf Blattoberflächen leben und teilweise an atmosphärischen Prozessen mitbeteiligt sind (MORRIS *et al.* 2004). Ob, wie und in welchem Umfang sich daraus Konsequenzen für Atmosphäre, Phyllosphäre, Geosphäre und Hydrosphäre ergeben, bleibt zu klären. Im übrigen auch für „naturbelassene“, technologisch unbeeinflusste Emissionen der Tierhaltung.

*...da biotechnologische Aufrüstung in der Tierhaltung evtl. die Umwelteffekte forciert*

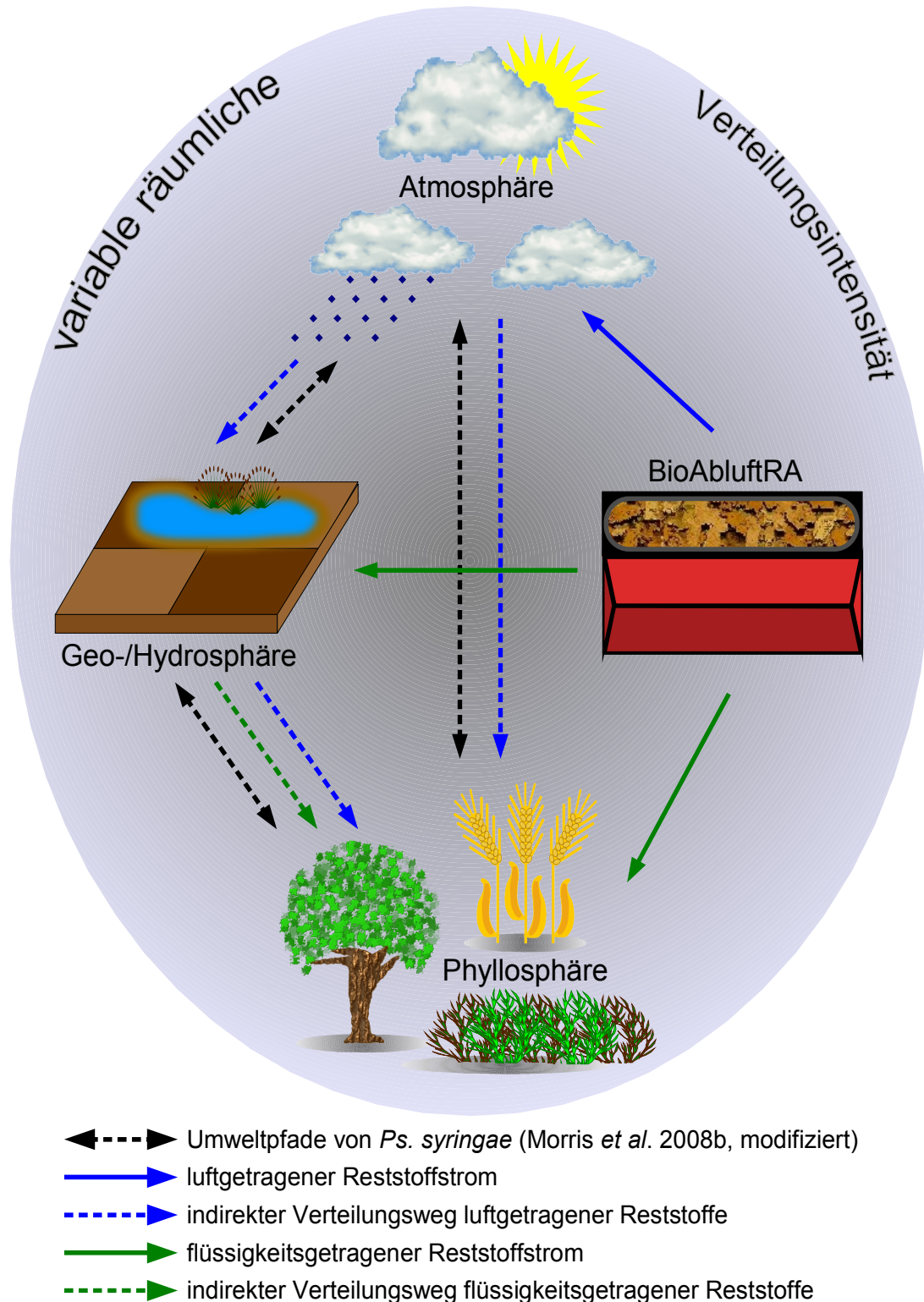


(a)



(b)

**Abb. 65:** Vesikelbildung an der äußeren Membran von *Ervinia herbicola* (syn. *Pantoea agglomerans*) als Merkmal für (a) eine aktive Endotoxinfreisetzung mit respiratorischer Wirkung nach Inhalation (DUTKIEWICZ *et al.* 1992) und (b) als Beleg für die Loslösung Eiskeim-aktiver Bläschen von Bakterienzellen (PHELPS *et al.* 1986).



**Abb. 66:** Verteilungszyklus des Eiskerns und Phytopathogens *Pseudomonas (Ps.) syringae* in den Umweltmedien als Modell für Reststoffströme (Reingas, abgeschlammtes Prozeßwasser) aus der BioAbluftRA und ihres hypothetischen Beitrages an der Anreicherung belebter Komponenten mit vergleichbarer umwelthygienischer Potenz in Abhängigkeit des Konzentrierungsprozesses betriebener BioAbluftRA in einem räumlichen Kontext und der daraus folgenden Verteilungsintensität der Reststoffströme in der Umwelt.



## 5.2.4 Quellennachweis

AARNINK, A.J.A.; ELLEN, H.H. (2007): Processes and factors affecting dust emissions from livestock production. DustConf 2007, International Conference in Maastricht, The Netherlands, 23-24 April 2007, 12 S. [http://www.dustconf.com/CLIENT/DUSTCONF/UPLOAD/S6/AARNINK\\_.PDF](http://www.dustconf.com/CLIENT/DUSTCONF/UPLOAD/S6/AARNINK_.PDF)

AARNINK, A.J.A.; LANDMAN, W.J.M.; MELSE, R.W.; DE GIJSEL, P.; THUY, A.H.T.; FABRI, T. (2004a): Voorkomen van verspreiding van ziektekiemen en milieu-emissies via luchtreiniging. Rapport nr. 059, Agrotechnology and Food Innovations B.V., Wageningen, The Netherlands, 63 S.

AARNINK, A.J.A.; LANDMAN W. J.M.; HUYNH, T.T.T.; MELSE, R.W.; DE GIJSEL, P.; FABRI, T. (2004b): Cleaning exhaust air from pathogens and environmental pollutants in animal houses. *Proceedings of the AgEng 2004 Conference Engineering the future*, September 12-16 2004, Leuven, Belgium.

AARNINK, A.J.A.; LANDMAN, W.J.M.; MELSE, R.W.; HUYNH, T. T. T. (2005): Systems for eliminating pathogens from exhaust air of animal houses. *Proceedings of the 7th International Symposium Livestock Environment*, 18-20 May 2005, Beijing, China; American Society of Agricultural Engineers.

AARNINK, A.J.A.; VAN HATTUM, T.; HOL, A.; ZHAO, Y. (2007): Reduction of fine dust emission by combiscrubber of Big Dutchman. Animal Sciences Group van Wageningen UR, The Netherlands, Report 66, 16 S. <http://www.asg.wur.nl/NR/rdonlyres/F81D8745-6596-4296-A292-8553950E2B98/48334/66E.pdf>

ABDEL-MAWGOUD, A.M; LÉPINE, F; DÉZIEL, E. (2010): Rhamnolipids: Diversity of structures, microbial origins and roles. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 86, 1323-1336.

AENGST, C. (1984): Zur Zusammensetzung des Staubes in einem Schweinemaststall. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 57 S.

AHERN, H.E.; WALSH, K.A.; HILL, T.C.J.; MOFFETT, B.F. (2006): Ice-nucleation negative fluorescent pseudomonads isolated from Hebridean cloud and rain water produce biosurfactants. *Biogeosciences Discussions*, 3, 1561-1586.

AHERN, H.E.; WALSH, K.A.; HILL, T.C.J.; MOFFETT, B.F. (2007): Fluorescent pseudomonads isolated from Hebridean cloud and rain water produce biosurfactants but do not cause ice nucleation. *Biogeosciences*, 4, 115-124.

ALLAN, G.M.; PHENIX, K.V.; TODD, D.; McNULTY, M.S (1994): Some biological and physico-chemical properties of porcine circovirus. *Journal of Veterinary Medicine Series B*, 41, 17-26.

AMATO, P; MÉNAGE, M.; SANCELME, M.; LAJB, P.; MAILHOT, G.; DELORT, A.-M. (2005): Microbial population in cloud water at the Puy de Dôme: Implications for the chemistry of clouds. *Atmospheric Environment*, 39, 4143-4153.

AMATO, P.; PARAZOLS, M.; SANCELME, M.; LAJ, P.; MAILHOT, G.; DELORT, A.-M. (2007): Microorganisms isolated from the water phase of tropospheric clouds at the Puy de Dôme: Major groups and growth abilities at low temperatures. *FEMS Microbiology Ecology*, 59, 242-254.

ANASTASSOPOULOS, E. (2006): Agar plate freezing assay for the *in situ* selection of transformed ice nucleating bacteria. *Cryobiology*, 53, 276-278.

ANDERSSON, A.M.; WEISS, N.; RAINEY, F.; SALKINOJA-SALONEN, M.S. (1999): Dust-borne bacteria in animal sheds, schools and children's day care centres. *Journal of Applied Microbiology*, 86, 622-634.

ANDREAE, M.O.; ROSENFELD, D. (2008): Aerosol-cloud-precipitation interactions. Part 1. The nature and sources of cloud-active aerosols. *Earth-Science Reviews*, 89, 13-41.

ANGELL, C.A. (1983): Supercooled water. *Annual Review of Physical Chemistry*, 34, 593-630.

ANONYM (2000): Errichtung und Betrieb einer Enten-Stallanlage in der Nachbarschaft eines vorhandenen Putenbestandes. Gerichtsbeschuß des Oberverwaltungsgerichtes Lüneburg vom 10.08.2000, BR Deutschland, Aktenzeichen1 M 760/00.

<http://www.dbovg.niedersachsen.de/Entscheidung.asp?Ind=0500020000007601%20M>

AREND, F. (2006): Berücksichtigung der Abluftreinigung bei der Genehmigung. In: Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen. Verfahren - Leistungen - Kosten. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, BR Deutschland, KTBL-Schrift 451, 68-71.

ARIYA, P.A.; SUN, J.; ELTOUNY, N.A.; HUDSON, E.D.; HAYES, C.T.; KOS, G. (2009): Physical and chemical characterization of bioaerosols - Implications for nucleation processes. *International Reviews in Physical Chemistry*, 28, 1-32.

BAHADIR, M.; PARLAR, H.; SPITELLER, M. (2000): Umweltlexikon. Springer-Verlag, Berlin, BR Deutschland, 2. Auflage, 1455 S.

BARRETT, L.G.; KNISKERN, J.M.; BODENHAUSEN, N.; ZHANG, W.; BERGELSON, J. (2009): Continuum of specificity and virulence in plant host-pathogen interactions: Causes and consequences. *New Phytologist*, 183, 513-529.

BAUER, H.; KASPER-GIEBL, A.; LÖFLUND, M.; GIEBL, H.; HITZENBERGER, R.; ZIBUSCHKA, F.; PUXBAUM, H. (2002): The contribution of bacteria and fungal spores to the organic carbon content of cloud water, precipitation and aerosols. *Atmospheric Research*, 64, 109-119.

BELTRAN-ALCRUDO, D.; LUBROTH, J. (2007): Porcine reproductive and respiratory syndrome (PRRS) - regional awareness. Food and Agriculture Organisation (FAO), Emergency Prevention System, *Focus on . . .*, no. 2, 6 pp.

<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/ai340e/ai340e00.pdf>



- BIGG, E.K. (1953): The supercooling of water. *Proceedings of the Physical Society, Section B*, 66, 688-694.
- BODOUR, A.A.; DREES, K.P.; MAIER, R.M. (2003): Distribution of biosurfactant-producing bacteria in undisturbed and contaminated arid Southwestern soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 3280-3287.
- BOVALLIUS, A.; BUCHT, B.; ROFFEY, R.; ANÄS, P. (1978a): Three-year investigation of the natural airborne bacterial flora at four localities in Sweden. *Applied and Environmental Microbiology*, 35, 847-852
- BOVALLIUS, A.; BUCHT, B.; ROFFEY, R.; ANÄS, P. (1978b): Long-range air transmission of bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 35, 1231-1232.
- BOWERS, R.M.; LAUBER, C.L.; WIEDINMYER, C.; HAMADY, M.; HALLAR, A.G.; FALL, R.; KNIGHT, R.; FIERER, N. (2009): Characterization of airborne microbial communities at a high-elevation site and their potential to act as atmospheric ice nuclei. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 5121-5130.
- BÖRNER, H. (2009): Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 8. Auflage, 689 S.
- BUDDE, I.P. (1999): Molekularbiologische und physiologische Untersuchungen zum Einfluß der Temperatur auf die Interaktion von *Pseudomonas syringae* mit Wirts- und Nichtwirtspflanzen. Dissertation, Universität Marburg, BR Deutschland, 121 S.
- BUDDRUS-SCHIEHMANN, K.E.M. (2008): Wirkung des biologischen Pflanzenstärkungsmittels Proradix® (*Pseudomonas fluorescens*) auf das Wachstum von Gerste (*Hordeum vulgare* L. cv. Barke) und auf die bakterielle Gemeinschaft in der Rhizosphäre. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München, BR Deutschland, 207 S.
- BUNDKE, U.; REIMANN, B.; NILLIUS, B.; JAENICKE, R.; BINGEMER, H. (2009): Development of a bioaerosol single particle detector (BIO IN) for the fast ice nucleus chamber FINCH. *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*, 2, 2403-2422.
- BUNTON, B.; O'SHAUGHNESSY, P.; FITZSIMMONS, S.; GERING, J.; HOFF, S.; LYNGBYE, M.; THORNE, P.S.; WASSON, J.; WERNER, M. (2007): Monitoring and modeling of emissions from concentrated animal feeding operations: Overview of methods. *Environmental Health Perspectives*, 115, 303-307.
- BURKHART, J.; EKSTRÖM S.; LUCAS, C.; PRISLE, N.; WANG, J. (2008): The cloud droplet formation properties of organic aerosols.  
[http://aerosolschool.web.psi.ch/gothenburg\\_2008/Group\\_reviews/CloudDropletFormationProperties.pdf](http://aerosolschool.web.psi.ch/gothenburg_2008/Group_reviews/CloudDropletFormationProperties.pdf)
- BURROWS, S.M.; ELBERT, W.; LAWRENCE, M.G.; PÖSCHL, U. (2009a): Bacteria in the global atmosphere – Part 1: Review and synthesis of literature data for different ecosystems. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 9263-9280 (incl. Online Supplement).

- BURROWS, S.M.; BUTLER, T.; JÖCKEL, P.; TOST, H.; KERKWEG, A.; PÖSCHL, U.; LAWRENCE, M.G. (2009b): Bacteria in the global atmosphere – Part 2: Modeling of emissions and transport between different ecosystems. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 9281–9297 (incl. Online Supplement).
- CABEZUDO, B.; RECIO, M.; SANCHEZ-LAULHE, J.M.; TRIGO, M.D.M.; TORO, F.J.; POLVORINOS, F. (1997): Atmospheric transportation of marihuana pollen from North Africa to the southwest of Europe. *Atmospheric Environment*, 31, 3323-3328.
- CAMBOURS, M.A.; NEJAD, P.; GRANHALL, U.; RAMSTEDT, M. (2005): Frost-related dieback of willows. Comparison of epiphytically and endophytically isolated bacteria from different *Salix* clones, with emphasis on ice nucleation activity, pathogenic properties and seasonal variation. *Biomass and Bioenergy*, 28, 15-27.
- CANTRELL, W.; HEYMSFIELD, A. (2005): Production of ice in the tropospheric clouds. A review. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 86, 795-807.
- CARSLAW, K.S.; BOUCHER, O.; SPRACKLEN, D.V.; MANN, G.W.; RAE, J.G.L.; WOODWARD, S.; KULMALA, M. (2010): A review of natural aerosol interactions and feedbacks within the Earth system. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 1701-1737.
- CHI, M.-C.; LI, C.-S. (2005): Fluorochrome and fluorescent *in situ* hybridization to monitor bioaerosols in swine buildings. *Aerosol Science and Technology*, 39, 1101-1110.
- CHI, M.-C.; LI, C.-S. (2006): Analysis of bioaerosols from chicken houses by culture and non-culture method. *Aerosol Science and Technology*, 40, 1071-1079.
- CHI, M.-C.; LI, C.-S. (2007): Fluorochrome in monitoring atmospheric bioaerosols and correlations with meteorological factors and air pollutants. *Aerosol Science and Technology*, 41, 672-678.
- CHRISTIE, W.W. (2010): Mono- and digalactosyldiacylglycerols and related lipids from plants and microorganisms - structure, occurrence, biosynthesis and analysis. [http://lipidlibrary.aocs.org/Lipids/mg\\_dgdg/file.pdf](http://lipidlibrary.aocs.org/Lipids/mg_dgdg/file.pdf)
- CLAUSS, M.; SPRINGORUM, A. C.; HARTUNG, J. (2011): Microscopic analysis of size, structure and amount of particulate bio-aerosols directly sampled from raw and clean gas of an exhaust air bio-washer in a pig fattening unit. *Proceedings of the 15<sup>th</sup> International Congress on Animal Hygiene*, 03-07 July 2011, Vienna, Austria, Vol. II, 789-791.
- COCHET, N.; WIDEHEM, P. (2000): Ice crystallization by *Pseudomonas syringae*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 54, 153-161.
- COLE, D.; TODD, L.; WING, S. (2000): Concentrated swine feeding operations and public health: A review of occupational and community health effects. *Environmental Health Perspectives*, 108, 685-699.
- COMPANT, S.; DUFFY, B.; NOWAK, J.; CLÉMENT, C.; BARKA, E.A. (2005): Use of plant growth-promoting bacteria for biocontrol of plant diseases: Principles, mechanisms of action, and future prospects. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 4951-4959.

- COUILLEROT, O.; PRIGENT-COMBARET, C.; CABALLERO-MELLADO, J.; MOËNNE-LOCCOZ, Y. (2009): *Pseudomonas fluorescens* and closely-related fluorescent pseudomonads as biocontrol agents of soil-borne phytopathogens. *Letters in Applied Microbiology*, 48, 505-512.
- COX, C.S. (1995a): Physical aspects of bioaerosol particles. In: *Bioaerosols Handbook*, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 15-25.
- COX, C.S. (1995b): Stability of airborne microbes and allergens. In: *Bioaerosols Handbook*, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 77-99.
- D'AES, J.; DE MAEYER, K.; PAUWELYN, E.; HÖFTE, M. (2010): Biosurfactants in plant-*Pseudomonas* interactions and their importance to biocontrol. *Environmental Microbiology Reports*, 2, 359-372.
- DANHORN, T.; FUQUA, C. (2007): Biofilm formation by plant-associated bacteria. *Annual Review of Microbiology*, 61, 401-422.
- DARWIN, C. (1846): An account of the fine dust which often falls on vessels in the Atlantic Ocean. *Quarterly Journal of the Geological Society*, 2, 26-30.
- DEBENEDETTI, P.G.; STANLEY, H.E. (2003): Supercooled and glassy water. *Physics Today*, 56, 40-46.
- DEE, S.; OTAKE, S.; OLIVEIRA, S.; DEEN, J. (2009): Evidence of long distance airborne transport of porcine reproductive and respiratory syndrome virus and *Mycoplasma hyopneumoniae*. *Veterinary Research*, 40, 39-51.
- DEGUILLAUME, L.; LERICHE, M.; AMATO, P.; ARIYA, P.A.; DELORT, A.-M.; PÖSCHL, U.; CHAUMERLIAC, N.; BAUER, H.; FLOSSMANN, A.I.; MORRIS, C.E. (2008): Microbiology and atmospheric processes: Chemical interactions of primary biological aerosols. *Biogeosciences Discussions*, 5, 841-870.
- DELENE, D. J.; DESHLER, T.; WECHSLER, P.; VALI, G.A. (1998): A balloon-borne cloud condensation nuclei counter. *Journal of Geophysical Research*, 103, 8927-8934.
- DECESARI, S.; FACCHINI, M.C.; MIRCEA, M.; CAVALLI, F.; FUZZI, S. (2003): Solubility properties of surfactants in atmospheric aerosol and cloud/fog water samples. *Journal of Geophysical Research*, 108, 4685-4694.
- DEVINNY, J.S.; DESHUSSES, M.A.; WEBSTER, T.S. (1999): *Biofiltration for air pollution control*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 299 S.
- DIEHL, K.; WURZLER, S. (2010): Air parcel model simulations of a convective cloud: Bacteria acting as immersion ice nuclei. *Atmospheric Environment*, 44, 4622-4628.
- DINAR, E.; TARANIUK, I.; GRABER, E.R.; KATSMAN, S.; MOISE, T.; ANTILA, T.; MENTEL, T.F.; RUDICH, Y. (2006): Cloud condensation nuclei properties of model and atmospheric HULIS. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 2465-2482.

- DUMAN, J.G. (2001): Antifreeze and ice nucleator proteins in terrestrial arthropods. *Annual Review of Physiology*, 63, 327-357.
- DUNGAN, R.S. (2010): Fate and transport of bioaerosols associated with livestock operations and manures. *Journal of Animal Science*, 88, 3693-3706.
- DUNGAN, R.S.; LEYTEM, A.B. (2009): Qualitative and quantitative methodologies for determination of airborne microorganisms at concentrated animal-feeding operations. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 25, 1505-1518.
- DUTKIEWICZ, J.; TUCKER, J.; BURRELL, R.; OLENCHOCK, S.A.; SCHWEGLER-BERRY, D.; KELLER III, G.E.; OCHALSKA, B.; KACZMARSKI, F.; SKÓRSKA C. (1992): Ultrastructure of the endotoxin produced by Gram-negative bacteria associated with organic dusts. *Systematic and Applied Microbiology*, 15, 474-485.
- EGE, M.J., FREI, R., BIEL, C.; SCHRAM-BIJKERK, D., WASER, M.; BENZ, M.R., WEISS, G.; NYBERG, F., VAN HAGE, M., PERSHAGEN, G.; BRUNEKREEF, B.; RIEDLER, J.; LAUENER, R.; BRAUN-FAHRLÄNDER, C.; VON MUTIUS, E.; PARSIFAL Study team (2007): Not all farming environments protect against the development of asthma and wheeze in children. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 119, 1140-1147.
- EIKMANN, T.; HARPEL, S.; HERR, C. (2006): Gibt es demnächst Grenzwerte für Bioaerosole ? - Ein Kommentar aus umweltmedizinischer und präventiv-medizinischer Sicht. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, 11, 32-34.
- EKSTRÖM, S.; NOZIÈRE, B.; HULTBERG, M.; ALSBERG, T.; MAGNÉR, J.; NILSSON, E.D.; ARTAXO, P. (2010): A possible role of ground-based microorganisms on cloud formation in the atmosphere. *Biogeosciences*, 7, 387-394.
- ELBERT, W.; TAYLOR, P.E.; ANDREAE, M.O.; PÖSCHL, U. (2007): Contribution of fungi to primary biogenic aerosols in the atmosphere: Wet and dry discharged spores, carbohydrates, and inorganic ions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 4569-4588.
- FACCHINI, M.C.; DECESARI, S.; MIRCEA, M.; FUZZI, S.; LOGLIO, G. (2000): Surface tension of atmospheric wet aerosol and cloud/fog droplets in relation to their organic carbon content and chemical composition. *Atmospheric Environment*, 34, 4853-4857.
- FAHLGREN, C.; HAGSTRÖM, A.; NILSSON, D.; ZWEIFEL, U. (2010): Annual variations in the diversity, viability, and origin of airborne bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 76, 3015-3025.
- FALL, A.L.; FALL, R. (1998): High-level expression of ice nuclei in *Erwinia herbicola* is induced by phosphate starvation and low temperature. *Current Microbiology*, 36, 370-376.
- FALLSCHISSEL, K.; KÄMPFER, P.; JÄCKEL, U. (2008): Untersuchung von Bioaerosolen aus Tierställen mittels Realtime PCR. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 68, 365-368.
- FEICHTER, J.; SCHURATH, U.; ZELLNER, R. (2007): Luftchemie und Klima. *Chemie in unserer Zeit*, 41, 138-150.

FIERER, N.; LIU, Z.; RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ, M.; KNIGHT, R.; HENN, M.; HERNANDEZ, M.T. (2008): Short-term temporal variability in airborne bacterial and fungal populations. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 200-207.

FISCHER, G. (2006): Bioaerosole – Beeinflussen anthropogene Emissionen das natürliche Luftkeimspektrum? *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 66, 337.

FISCHER, G.; SCHMITZ, C.; PREHN, A.; DOTT, W. (2006): Speziesdifferenzierte Erfassung von Schimmelpilzen im Rahmen von Emissions- und Immissionsbetrachtungen und deren Eignung als Indikatorparameter. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 66, 355-360.

FRÖHLICH-NOWOISKY, J.; PICKERSGILL, D.A.; DESPRÉS, V.A.; PÖSCHL, U. (2009): High diversity of fungi in air particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 106, 12814-12819.

FUZZI, S.; ANDREAE, M.O.; HUEBERT, B.J.; KULMALA, M.; BOND, T.C.; BOY, M.; DOHERTY, S.J.; GUENTHER, A.; KANAKIDOU, M.; KAWAMURA, K.; KERMINEN, V.-M.; LOHMANN, U.; RUSSELL, L.M.; PÖSCHL, U. (2006): Critical assessment of the current state of scientific knowledge, terminology, and research needs concerning the role of organic aerosols in the atmosphere, climate, and global change. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 2017-2038.

FUZZI, S.; MANDRIOLI, P.; PERFETTO, A. (1997): Fog droplets-an atmospheric source of secondary biological aerosol particles. *Atmospheric Environment*, 31, 281-290.

GÄRTNER, A.; GESSNER, A.; RABE, R.; MEHRING, M. (2005): Entwicklung und Erprobung eines Impingermeßverfahrens zur Emissionsmessung von Mikroorganismen. In: KRdL-Experten-Forum Mikrobielle Luftverunreinigungen, 13./14. Oktober 2005, Freising-Weihenstephan, BR Deutschland, Kommission Reinhaltung der Luft (KrdL), Schriftenreihe 35, 101-115.

GÄRTNER, A.; GESSNER, A.; JÄCKEL, U. (2009): Ermittlung von Mikroorganismen-Emissionen einer Hähnchenmastanlage. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 69, 359-362.

GARDAN, L.; SHAFIK, H.; BELOUIN, S.; BROCH, R.; GRIMONT, F.; GRIMONT, P.A.D. (1999): DNA relatedness among the pathovars of *Pseudomonas syringae* and description of *Pseudomonas tremiae* sp. nov. and *Pseudomonas cannabina* sp. nov. (ex Sutin and Dowson 1959). *International Journal of Systematic Bacteriology*, 49, 469-478.

GEBUREK, F.; SCHILLING, B.; VON KRIES, G.; LOHMEYER, M. (2005a): Bioaerosolemission aus einem Biofilter an einer Schweinemastanlage. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 65, 377-381.

GEBUREK, F.; SCHILLING, B.; VON KRIES, G.; LOHMEYER, M. (2005b): Emissionen luftgetragener Keime aus einem Schweinemastbetrieb mit Biofilter. In: Mikrobielle Luftverunreinigungen, Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN, KRdL-Expertenforum am 13./14. Oktober 2005, Freising-Weihenstephan, KrdL-Schriftenreihe Band 35, 197-206.



- GEORGAKOPOULOS, D.G.; DESPRÉS, V.; FRÖHLICH-NOWOISKY, J.; PSENNER, R.; ARIYA, P.A.; PÓSFAL, M.; AHERN, H.E.; MOFFETT, B.F.; HILL, T.C.J. (2009): Microbiology and atmospheric processes: Biological, physical and chemical characterization of aerosol particles. *Biogeosciences*, 6, 721-737.
- GIBBS, S.G.; GREEN, C.F.; TARWATER, P.M.; MOTA, L.C.; MENA, K.D.; SCARPINO, P.V. (2006): Isolation of antibiotic-resistant bacteria from the air plume downwind of a swine confined or concentrated animal feeding operation. *Environmental Health Perspectives*, 114, 1032-1037.
- GLOSTER, J.; CHAMPION, H.J.; SØRENSEN, J.H.; MIKKELSEN, T.; RYALL, D.B.; ASTRUP, P.; ALEXANDERSEN, S.; DONALDSON, A. (2003): Airborne transmission of foot-and-mouth disease virus from Burnside Farm, Heddon-on-the-Wall, Northumberland, during the 2001 epidemic in the United Kingdom. *Veterinary Record*, 152, 525-533.
- GLOSTER, J.; DOEL, C.; GUBBINS, S.; PATON, D.J. (2008): Foot-and-mouth disease: Measurements of aerosol emission from pigs as a function of virus strain and initial dose. *The Veterinary Journal*, 177, 374-380.
- GLOSTER, J.; JONES, A.; REDINGTON, A.; BURGIN, L.; SØRENSEN, J.H.; TURNER, R.; DILLON, M.; HULLINGER, P.; SIMPSON, M.; ASTRUP, P.; GARNER, G.; STEWART, P.; D'AMOURS, R.; SELLERS, R.; PATON, D. (2010): Airborne spread of foot-and-mouth disease – Model intercomparison. *The Veterinary Journal*, 183, 278-286.
- GORBUNOV, B.; BAKLANOV, A.; KAKUTKINA, N.; WINDSOR, H.L.; TOUMI, R. (2001): Ice nucleation on soot particles. *Journal of Aerosol Science*, 32, 199-215.
- GRABER, E.R.; RUDICH, Y. (2006): Atmospheric HULIS: How humic-like are they? A comprehensive and critical review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 729-753.
- GRANTZ, D.A.; GARNER, J.H.B.; JOHNSON, D.W. (2003): Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29, 213-239.
- GREEN, C.F.; GIBBS, S.G.; TARWATER, P.M.; MOTA, L.C.; SCARPINO, P.V. (2006): Bacterial plume emanating from the air surrounding swine confinement operations. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 3, 9-15.
- GRIFFIN, D.W. (2005): Clouds of desert dust and microbiology: A mechanism of global dispersion. *Microbiology Today*, 32, 180-182.
- GRIFFIN, D.W. (2007): Atmospheric movement of microorganisms in clouds of desert dust and implications for human health. *Clinical Microbiology Reviews*, 20, 459-477.
- GRIFFIN, D.W.; GARRISON, V.H.; HERMAN, J.R.; SHINN, E.A. (2001): African desert dust in the Caribbean atmosphere: Microbiology and public health. *Aerobiologia*, 17, 203-213.
- GRIFFIN, D.W.; KELLOGG, C.A. (2004): Dust storms and their impact on ocean and human health: Dust in earth's atmosphere. *EcoHealth*, 1, 284-295.

GRIMM, E. (2010): Abluftreinigung bei Tierhaltungsanlagen – Aktuelles zum Stand der Technik und zu den Kosten. Tagungsunterlagen zur KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt)-Vortragsveranstaltung *Aktuelle rechtliche Rahmenbedingungen für die Tierhaltung*, 10. Juni 2010, Hannover, BR Deutschland, 10 S.

GRUBER, S.; MATTHIAS-MASER, S.; JAENICKE, R. (1997): Size distribution of primary biological aerosol particles in a vertical profile above the North Sea. *Journal of Aerosol Science*, 28, S595-S596.

GURIAN-SHERMAN, D.; LINDOW, S.E. (1993): Bacterial ice nucleation: Significance and molecular basis. *The FASEB Journal*, 7, 1338-1343.

HAAS, D.; DÉFAGO, G. (2005): Biological control of soil-borne pathogens by fluorescent pseudomonads. *Nature Reviews. Microbiology*, 3, 307-319.

HAHNE, J. (2006a): Stand der Verfahrenstechnik der Abluftreinigung in der Praxis. In: Emissionen in der Tierhaltung. KTBL-Tagung vom 5.-7. Dezember 2006, Bildungszentrum Kloster Banz, BR Deutschland, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) e.V., Darmstadt, KTBL-Schrift 449, 241-251.

HAHNE, J. (2006b): Sind Abluftwäscher zur Minderung von Staubemissionen geeignet? *Landtechnik*, 61, 88-89.

HAHNE, J. (2006c): Welche Verfahren gibt es? In: Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) e.V., Darmstadt, BR Deutschland, KTBL-Schrift 451, 12-45.

HAHNE, J. (2009): Abbau von Staub in Abluftwäschern. *Landtechnik*, 64, 95-97.

HAHNE, J. (2010): Mehrstufige Abluftreinigung für die Geflügelhaltung. *Landtechnik*, 65, 334-337.

HAHNE, J. (2011): Entwicklung der Abluftreinigung in der Tierhaltung in Deutschland. *Landtechnik*, 66, 289-293.

HARRISON, R.M.; JONES, A.M.; BIGGINS, P.D.E.; POMEROY, N.; COX, C.S.; KIDD, S.P.; HOBMAN, J.L.; BROWN, N.L.; BESWICK, A. (2005): Climate factors influencing bacterial count in background air samples. *International Journal of Biometeorology*, 49, 167-178.

HAUSER, G.; KARNOVSKY, M.L. (1957): Rhamnose and rhamnolipide biosynthesis by *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Biological Chemistry*, 224, 91-105.

HEEDERIK, D.; SIGSGAARD, T.; THORNE, P.S.; KLINE, J.N.; AVERY, R.; BØNLØKKE, J.H.; CHRISCHILLES, E.A.; DOSMAN, J.A.; DUCHAINE, C.; KIRKHORN, S.R.; KULHANKOVA, K.; MERCHANT, J.A. (2007): Health effects of airborne exposures from concentrated animal feeding operations. *Environmental Health Perspectives*, 115, 298-302.

HEIDELBERG, J.F.; SHAHAMAT, M.; LEVIN, M.; RAHMAN, I. STELMA, G.; GRIM C.; COLWELL, R.R. (1997): Effect of aerosolization on culturability and viability of Gram-negative bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 3585-3588.

- HENDERSON-BEGG, S.K.; HILL, T.; THYRHAUG, R.; KHAN, M.; MOFFETT, B.F. (2009): Terrestrial and airborne non-bacterial ice nuclei. *Atmospheric Science Letters*, 10, 215-219.
- HERMANN, J.R.; MUNOZ-ZANZI, C.A.; ROOF, M.B.; BURKHART, K.; ZIMMERMAN, J.J. (2005): Probability of porcine reproductive and respiratory syndrome (PRRS) virus infection as a function of exposure route and dose. *Veterinary Microbiology*, 110, 7-16.
- HERRMANN, H.; JAESCHKE, W.; MÖLLER, D. (2007): Chemie in Wolken, Nebel und Niederschlag. *Chemie in unserer Zeit*, 41, 254-265.
- HEROLD, T.; BIEDERMANN, W.; SCHLEGELMILCH, M.; HENSEL, A. (2002): Einfluß verschiedener Filtermaterialien auf den Wirkungsgrad von Biofiltern zur Reinigung von Rotteabluft einer Kompostierungsanlage. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 62, 147-153.
- HERVÀS, A.; CAMARERO, L.; RECHE, I.; CASAMAYOR, E.O. (2009): Viability and potential for immigration of airborne bacteria from Africa that reach high mountain lakes in Europe. *Environmental Microbiology*, 11, 1612-1623.
- HINDS, W.C. (1999): Aerosol Technology. Properties, behavior, and measurement of airborne particles. John Wiley & Sons Inc., New York, USA, 2<sup>nd</sup> edition, 483 S.
- HIRANO, S.S.; NORDHEIM, E.; ARNY, D.C.; UPPER, C.D. (1982): Lognormal distribution of epiphytic bacterial populations on leaf surfaces. *Applied and Environmental Microbiology*, 44, 695-700.
- HIRANO, S.S.; UPPER, C.D. (1990): Population biology and epidemiology of *Pseudomonas syringae*. *Annual Review of Phytopathology*, 28, 155-177.
- HIRANO, S.S.; UPPER, C.D. (2000): Bacteria in the leaf ecosystem with emphasis on *Pseudomonas syringae*—a pathogen, ice nucleus, and epiphyte. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64, 624-653.
- HIRSCH, P. (1974): Budding bacteria. *Annual Review of Microbiology*, 28, 391-440.
- HÖLZL, G.; DÖRMANN, P. (2007): Structure and function of glycoglycerolipids in plants and bacteria. *Progress in Lipid Research*, 46, 225-243.
- HOFFMANN, T.; ZETSCH, C.; ROSSI, M.J. (2007): Chemie von Aerosolen. *Chemie in unserer Zeit*, 41, 232-246.
- HOOPMANN, M.; CSICSÁKY, M.; SCHULZE, A.; HEHL, O.; PRAML, G.; NOWAK, D.; RADON, K. (2005): Gesundheitliche Bewertung von Bioaerosolen aus der Intensivtierhaltung in Niedersachsen. *Umweltmedizinischer Informationsdienst (UMID)*, 4, 3-6.
- HOOSE, C. (2009): Biological ice formation. *Nature Geosciences*, 2, 385-386.
- HOOSE, C.; KRISTJÁNSSON, J.E.; BURROWS, S.M. (2010a): How important is biological ice nucleation in clouds on a global scale? *Environmental Research Letters*, 5, 024009, 7 pp.

HOOSE, C.; KRISTJÁNSSON, J.E.; CHEN, J.-P.; HAZRA, A. (2010b): A classical-theory-based parameterization of heterogeneous ice nucleation by mineral dust, soot, and biological particles in a global climate model. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 67, 2483-2503.

HOTTE, G.A.; WRIGHT, D.N. (1966): Growth and survival of *Mycoplasma neurolyticum* in liquid media. *Journal of Bacteriology*, 91, 1834-1839.

HURLEY, J.C. (1995): Endotoxemia: Methods of detection and clinical correlates. *Clinical Microbiology Reviews*, 8, 268-292.

HUWE, C.; PÖHLE, H.; VISSIENNON, T.; Kliche, R. (1997): Pilzmissionen aus Biofiltern. *Entsorgungspraxis*, 7-8, 47-49.

HUWE-KLUG, C. (2001): Untersuchungen zu Pilzsporenmissionen aus Biofiltern großtechnischer Kompostieranlagen und aus Modellbiofilteranlagen. Dissertation, Universität Leipzig, BR Deutschland, 148 S.

IPCC (2007): Climate Change 2007 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.

IWASAKA, Y.; SHI, G.-Y.; YAMADA, M.; KOBAYASHI, F.; KAKIKAWA, M.; MAKI, T.; NAGANUMA, T.; CHEN, B.; TOBO, Y.; HONG, C.S. (2009): Mixture of Kosa (Asian dust) and bioaerosols detected in the atmosphere over the Kosa particles source regions with balloon-borne measurements: Possibility of long-range transport. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 2, 29-38.

JACKSON, M.; CRICK, D.C.; BRENNAN, P.J. (2000): Phosphatidylinositol is an essential phospholipid of mycobacteria. *The Journal of Biological Chemistry*, 275, 30092-30099.

JAENICKE, R. (2005): Abundance of cellular material and proteins in the atmosphere. *Science*, 308, 73.

JAENICKE, R.; MATTHIAS-MASER, S.; GRUBER, S. (2007): Omnipresence of biological material in the atmosphere. *Environmental Chemistry*, 4, 217-220.

JONES, A.M.; HARRISON, R.M. (2004): The effects of meteorological factors on atmospheric bioaerosol concentrations - a review. *Science of the Total Environment*, 326, 151-180.

JOUSSET, A. (2009): Importance of biotic interactions for the fitness and activity of rhizosphere biocontrol pseudomonads. Dissertation, Technische Universität Darmstadt, BR Deutschland, 118 S.

KAPPOS, A.D.; BRUCKMANN, P.; EIKMANN, T.; ENGLERT, N.; HEINRICH, U.; HÖPPE, P.; KOCH, E.; KRAUSE, G.H.M.; KREYLING, W.G.; RAUCHFUSS, K.; ROMBOUT, P.; SCHULZ-KLEMP, V.; THIEL, W.R.; WICHMANN, H.-E. (2004): Health effects of particles in ambient air. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207, 399-407.

- KAAKAKAINEN, P.; MEKLIN, T.; RINTALA, H.; HYVÄRINEN, A.; KÄRKKÄINEN, P.; VEPSÄLÄINEN, A.; HIRVONEN, M.-J.; NEVALAINEN, A. (2008): Seasonal variation in airborne microbial concentrations and diversity at landfill, urban and rural sites. *Clean*, 36, 556-563.
- KELLOGG, C.A.; GRIFFIN, D.W. (2006): Aerobiology and the global transport of desert dust. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 638-644.
- KÖLLNER, B.; HELLER, D. (2005): Bioaerosole aus Tierhaltungsanlagen – aktuelle Untersuchungen in NRW. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 65, 374-376.
- KÖLLNER, B.; HELLER, D. (2006): Bioaerosolimmissionen im Umfeld eines Schweinemastbetriebes. Ergebnisse aus dem Projekt „Gesundheitliche Wirkungen von Stall-Luft-Komponenten aus Tierhaltungsbetrieben“. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 66, 349-354.
- KOLK, A.; VAN GELDER, R.; SCHNEIDER, G.; GABRIEL, S. (2009): Mikrobiologische Hintergrundwerte in der Außenluft–Auswertung der BGIA-Expositionsdatenbank MEGA. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 69, 130-136.
- KOZLOFF, L.M.; TURNER, M.A.; ARELLANO, F.; LUTE, M. (1991): Phosphatidylinositol, a phospholipid of ice-nucleating bacteria. *Journal of Bacteriology*, 173, 2053-2060.
- KULMALA, M. (2003): How particles nucleate and grow. *Science*, 302, 1000-1001.
- KUMMER, V.; HAUMACHER, R.; PHILIPP, W.; BÖHM, R. (2003): Untersuchungen zum Abscheideverhalten von Abluftreinigungsanlagen im Hinblick auf Bioaerosole. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 63, 368-372.
- LACEY, J.; VENETTE, J. (1995): Outdoor air sampling techniques. In: *Bioaerosols Handbook*, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 407-471.
- LBEG (2009): Flächenverbrauch und Bodenversiegelung in Niedersachsen. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover, BR Deutschland, GeoBerichte 14, 93 S.
- LANGE, ST.; BENDER, R. (2001): Was ist ein Signifikanztest ? Allgemeine Aspekte. *Deutsche Medizinische Wochenschrift*, 126, T42-T44.
- LANGE, J.F.; THORNE, P.S.; LYNCH, N. (1997): Application of flow cytometry and fluorescent *in situ* hybridization for assessment of exposures to airborne bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 1557-1563.
- LIAO, J.C.; NG, K.C. (1990): Effect of ice nucleators on snow making and spray freezing. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 29, 361-366.
- LINDEMANN, J.; CONSTANTINIDOU, H.A.; BARCHET, W.R.; UPPER, C.D. (1982): Plants as sources of airborne bacteria, including ice nucleation-active bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 44, 1059-1063.



- LINDOW, S.E. (1983): The role of bacterial ice nucleation in frost injury to plants. *Annual Review of Phytopathology*, 21, 363-384.
- LINDOW, S.E.; ARNY, D.C.; UPPER, C.D. (1978): Distribution of ice nucleation-active bacteria on plants in nature. *Applied and Environmental Microbiology*, 36, 831-838.
- LOHMANN, U.; FEICHTER, J. (2005): Global indirect aerosol effects: A review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5, 715-737.
- LUNDHEIM, R. (2002): Physiological and ecological significance of biological ice nucleators. *Philosophical Transaction of the Royal Society London B*, 357, 937-943.
- MADSEN, A.M. (2006): Airborne endotoxin in different background environments and seasons. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 13, 81-86.
- MAKAR, P.A.; MORAN, M.D.; ZHENG, Q.; COUSINEAU, S.; SASSI, M.; DUHAMEL, A.; BESNER, M.; DAVIGNON, D.; CREVIER, L.-P.; BOUCHET, V.S. (2009): Modelling the impacts of ammonia emissions reductions on North American air quality. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 7183-7212.
- MAKI, L.R.; GALYAN, E.L.; CHANG-CHIEN, M.-M.; CALDWELL, D. R. (1974): Ice nucleation induced by *Pseudomonas syringae*. *Applied Microbiology*, 28, 456-459.
- MARTENS, W.; MARTINEC, M.; ZAPIRAIN, R.; STARK, M.; HARTUNG, E.; PALMGREN, U. (2001): Reduction potential of microbial, odour and ammonia emissions from a pig facility by biofilters. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203, 335-345.
- MARTINY, J.B.; BOHANNAN, B.J.; BROWN, J.H.; COLWELL, R.K.; FUHRMAN, J.A.; GREEN, J.L.; HORNER-DEVINE, M.C.; KANE, M.; KRUMINS, J.A.; KUSKE, C.R.; MORIN, P.J.; NAEEM, S.; OVREÅS, L.; REYSENBACH, A.L.; SMITH, V.H.; STALEY, J.T. (2006): Microbial biogeography: Putting microorganisms on the map. *Nature reviews. Microbiology*, 4, 102-112.
- MASON, B.J. (1958) The supercooling and nucleation of water. *Advances in Physics*, 7, 221-234.
- MATTHIAS-MASER, S. (1998): Primary biological aerosol particles: Their significance, sources, sampling methods and size distribution in the atmosphere. In: *Atmospheric Particles*, Harrison, R.M., Van Grieken, R. (eds.), John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England, 349-368.
- MATTHIAS-MASER, S.; JAENICKE, R. (2000): The size distribution of primary biological aerosol particles in the multiphase atmosphere. *Aerobiologia*, 16, 207-210.
- MATTHIAS-MASER, S.; JAENECKE, R. (2009): Vertical and temporal variations of size distribution and composition of aerosol particles above distinct populated regions in respect to primary biological aerosol particles.  
[http://www.uni-mainz.de/FB/Physik/IPA/forschung/ag\\_jaenicke/distribution\\_biological.pdf](http://www.uni-mainz.de/FB/Physik/IPA/forschung/ag_jaenicke/distribution_biological.pdf)

- MAYER, D.; REICZIGELA, J., RUBEL, F. (2008): A Lagrangian particle model to predict the airborne spread of foot-and-mouth disease virus. *Atmospheric Environment*, 42, 466-479.
- MELOTTO, M.; UNDERWOOD, W.; HE, S.Y. (2008): Role of stomata in plant innate immunity and foliar bacterial diseases. *Annual Review of Phytopathology*, 46, 101-122.
- MERCADO-BLANCO, J.; BAKKER, P.A.H.M. (2007): Interactions between plants and beneficial *Pseudomonas* spp.: Exploiting bacterial traits for crop protection. *Antonie van Leeuwenhoek*, 92, 367-389.
- MESKHIDZE, N.; NENES, A. (2006): Phytoplankton and cloudiness in the Southern ocean. *Science*, 314, 1419-1423.
- McSPADDEN GARDENER, B. B. (2007): Diversity and ecology of biocontrol *Pseudomonas* spp. in agricultural systems. *Phytopathology*, 97, 221-226.
- MIKKELSEN, T.; ALEXANDERSEN, S.; ASTRUP, P.; CHAMPION, H.J.; DONALDSON, A.I.; DUNKERLEY, F.N.; GLOSTER, J.; SØRENSEN, J.H.; THYKIER-NIELSEN, S. (2003): Investigation of airborne foot-and-mouth disease virus transmission during low-wind conditions in the early phase of the UK 2001 epidemic. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 3, 677-703.
- MITLOEHNER, F.M.; SCHENKER, M.B. (2007): Environmental exposure and health effects from concentrated animal feeding operations. *Epidemiology*, 18, 309-311.
- MÖHLER, O.; DEMOTT, P.J.; VALL, G.; LEVIN, Z. (2007): Microbiology and atmospheric processes: The role of biological particles in cloud physics. *Biogeosciences*, 4, 1059-1071.
- MÖHLER, O.; GEORGAKOPOULOS, D.G.; MORRIS, C.E.; BENZ, S.; EBERT, V.; HUNSMANN, H.; SAATHOFF, H.; SCHNAITER, M. (2008): Heterogeneous ice nucleation activity of bacteria: New laboratory experiments at simulated cloud conditions. *Biogeosciences*, 5, 1425-1435.
- MORRIS, C. (2006): Biological ice nucleation-active particles in the atmosphere. <http://www.avignon.inra.fr/content/download/4514/73086/file/10MorrisMos.pdf>
- MORRIS, C.E.; GEORGAKOPOULOS, D.G.; SANDS, D.C. (2004): Ice nucleation active bacteria and their potential role in precipitation. *Journal de Physique IV France*, 121, 87-103.
- MORRIS, C.E.; MONIER, J.-M. (2003): The ecological significance of biofilm formation by plant-associated bacteria. *Annual Review of Phytopathology*, 41, 429-453.
- MORRIS, C.E.; SANDS, D.C.; BARDIN, M.; JAENICKE, R.; VOGEL, B.; LEYRONAS, C.; ARIYA, P.A.; PSENNER, R. (2008a): Microbiology and atmospheric processes: An upcoming era of research on bio-meteorology. *Biogeosciences Discussions*, 5, 191-212.

MORRIS, C.E.; SANDS, D.C.; VANNESTE, J.L.; MONTARRY, J.; OAKLEY, B.; GUILBAUD, C.; GLAUX, C. (2010): Inferring the evolutionary history of the plant pathogen *Pseudomonas syringae* from its biogeography in headwaters of rivers in North America, Europe, and New Zealand. *mbio*, 1, e00107-10.

MORRIS, C.E.; SANDS, D.C.; VINATZER, B.A.; GLAUX, C.; GUILBAUD, C.; BUFFIÈRE, A.; YAN, S.; DOMINGUEZ, H.; THOMPSON, B.M. (2008b): The life history of the plant pathogen *Pseudomonas syringae* is linked to the water cycle. *The International Society for Microbial Ecology Journal*, 2, 321-334.

MÜLLER, H.; RAUTENSCHLEIN, S. (2005): Infektiöse Bursitis. In: Kompendium der Geflügelkrankheiten, Siegmann, O.; Neumann, U. (Hrsg.), Schlütersche Verlagsgesellschaft, Hannover, BR Deutschland, 128-132.

NANNEN, C.; SCHMITT-PAUKSZTAT, G.; BÜSCHER, W. (2005): Mikroskopische Untersuchung von Staubpartikeln in Mastschweineställen. Unterschiede zwischen Flüssig- und Trockenfütterung. *Landtechnik*, 60, 218-219.

NEJAD, P.; GRANHALL, U.; RAMSTEDT, M. (2004): Pathogenic ice-nucleation active bacteria in willows for short rotation forestry. *Forest Pathology*, 34, 369-381.

NEJAD, P.; GRANHALL, U.; RAMSTEDT, M. (2005): Factors influencing pathogenic ice-nucleation active (INA) bacteria isolated from *Salix* plants, soil and litter. *Journal of Agricultural Technology*, 1, 207-222.

NILLIUS, B. (2008): Entwicklung, Aufbau und Messungen eines schnellen Eiskeimzählers. Dissertation, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, BR Deutschland, 181 S.

O'BRIEN, R.D.; LINDOW, S.E. (1989): Effect of plant species and environmental conditions on epiphytic population sizes of *Pseudomonas syringae* and other bacteria. *Phytopathology*, 79, 619-627.

O'CONNOR, A.M.; AUVERMANN, B.; BICKETT-WEDDLE, D.; KIRHORN, S.; SARGEANT, J.M.; RAMIREZ, A.; VON ESSEN, S.G. (2010): The association between proximity to animal feeding operations and community health: A systematic review. *PLoS ONE*, 5, e9530, 13 pp.

O'GORMAN, C.M.; FULLER, H.T. (2008): Prevalence of culturable airborne spores of selected allergenic and pathogenic fungi in outdoor air. *Atmospheric Environment*, 42, 4355-4368.

OTTENGRAF, S.P.P.; KONINGS, J.H.G. (1991): Emission of microorganisms from biofilters. *Bioprocess Engineering*, 7, 89-96.

PETTERS, M.D.; PARSONS, M.T.; PRENNI, A.J.; DEMOTT, P.J.; KREIDENWEIS, S.M.; CARRICO, C.M.; SULLIVAN, A.P.; McMEEKING, G.R.; LEVIN, E.; WOLD, C.E.; COLLETT JR., J.L.; MOOSMÜLLER, H. (2009): Ice nuclei emissions from biomass burning. *Journal of Geophysical Research*, 114, D07209, 10 pp.

PHELPS, P.; GIDDINGS, T.H.; PROCHODA, M.; FALL, R. (1986): Release of cell-free ice nuclei by *Erwinia herbicola*. *Journal of Bacteriology*, 167, 496-502.

- PITKIN, A.; DEEN, J.; DEE, S. (2009): Use of a production region model to assess the airborne spread of porcine reproductive and respiratory syndrome virus. *Veterinary Microbiology*, 136, 1-7.
- PÖHLKER, C.; HUFFMAN, J.A.; PÖSCHL, U. (2012): Autofluorescence of atmospheric bioaerosols - fluorescent biomolecules and potential interferences.. *Atmospheric Measurement Techniques*, 5, 37-71.
- PÖSCHL, U. (2005): Atmosphärische Aerosole: Zusammensetzung, Transformation, Klima- und Gesundheitseffekte. *Angewandte Chemie*, 117, 7690-7712.
- POLYMENAKOU, P.N.; MANDALAKIS, M.; STEPHANOU, E.G.; TSELEPIDES, A. (2008): Particle size distribution of airborne microorganisms and pathogens during an intense African dust event in the eastern Mediterranean. *Environmental Health Perspectives*, 116, 292-296.
- PORNSUNTHORNTAWEE, O.; WONGPANIT, P.; CHAVADEJ, S.; ABE, M.; RUJIRAVANIT, R. (2008): Structural and physicochemical characterization of crude biosurfactant produced by *Pseudomonas aeruginosa* SP4 isolated from petroleum-contaminated soil. *Bioresource Technology*, 99, 1589-1595.
- PÓSFAL, M.; BUSECK, R. (2010): Nature and climate effects of individual tropospheric aerosol particles. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 38, 17-43.
- POULEUR, S.; RICHARD, C.; MARTIN, J.-G.; ANTOUN, H. (1992): Ice nucleation activity in *Fusarium acuminatum* and *Fusarium avenaceum*. *Applied and Environmental Microbiology*, 58, 2960-2964.
- PRATT, K.A.; DEMOTT, P.J.; FRENCH, J.R.; WANG, Z.; WESTPHAL, D.L.; HEYMSFIELD, A.J.; TWOHY, C.H.; PRENNI, A.J.; PRATHER, K.A. (2009): *In situ* detection of biological particles in cloud ice-crystals. *Nature Geoscience*, 2, 398-401.
- PRISLE, N.L.; RAATIKAINEN, T.; LAAKSONEN, A.; BILDE, M. (2009): The role of surface active molecules in cloud droplet formation. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 6, 282024, 3 pp.
- PRISLE, N.L.; RAATIKAINEN, T.; LAAKSONEN, A.; BILDE, M. (2010): Surfactants in cloud droplet activation: Mixed organic-inorganic particles. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 5663-5683.
- PRUPPACHER, H.R.; KLETT, J.D. (1997): Microphysics of clouds and precipitation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 954 pp.
- RABE, R.; BECKER, M. (2000): Emissionen von Pilzsporen aus Biofiltern von Kompostwerken. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 60, 168-170.
- RADON, K.; EHRENSTEIN, V.; PRAML, G.; NOWAK, D. (2004): Childhood visits to animal buildings and atopic diseases in adulthood: An age-dependent relationship. *American Journal of Industrial Medicine*, 46, 349-356.

- RADON, K.; SCHULZE, A.; EHRENSTEIN, V.; VAN STRIEN, R.T.; PRAML, G.; NOWAK, D. (2007): Environmental exposure to confined animal feeding operations and respiratory health of neighboring residents. *Epidemiology*, 18, 300-308.
- RADON, K.; SCHULZE, A.; PRAML, G.; NOWAK, D. (2006): Potenzieller Einfluß von Emissionen aus Betrieben der Veredelungswirtschaft auf die Atemwegsgesundheit und den Allergiestatus von Anwohnern – Ergebnisse umweltepidemiologischer Studien. In: Emissionen der Tierhaltung, KTBL-Tagung vom 5.-7. Dezember im Bildungszentrum Kloster Banz, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, e.V., Darmstadt, BR Deutschland, KTBL-Schrift 449, 138-149.
- RADON, K.; SCHULZE, A.; VAN STRIEN, R.; EHRENSTEIN, V.; PRAML, G.; NOWAK, D. (2005): Atemwegsgesundheit und Allergiestatus bei jungen Erwachsenen in ländlichen Regionen Niedersachsens. *Pneumologie*, 59, 897-900.
- RAZIN, S. (1964): Factors influencing osmotic fragility of Mycoplasma. *Journal of General Microbiology*, 36, 451-459.
- REYNOLDS, S.J., CHAO, D.Y., THORNE, P.S.; SUBRAMANIAN, P.; SELIM, M.; WHITTEN, P.S.; POPENDORF, W.J. (1998): Field comparison of methods for evaluation of vapor/particle phase distribution of ammonia in livestock buildings. *Journal of Agricultural Safety and Health*, 4, 81-93.
- RICHARD, C.; MARTIN, J.-G.; POULEUR, S. (1996): Ice nucleation activity identified in some phytopathogenic *Fusarium* species. *Phytoprotection*, 77, 83-92.
- RIFFAUD, C.M.-H.; MORRIS, C.E. (2002): Detection of *Pseudomonas syringae* pv. *aptata* in irrigation water retention basins by immunofluorescence colony-staining. *European Journal of Plant Pathology*, 108, 539-545.
- RINSOZ, T.; DUQUENNE, P.; GREFF-MIRGUET, G.; OPPLIGER, A. (2008): Application of real-time PCR for total airborne bacterial assessment: Comparison with epifluorescence microscopy and culture-dependent methods. *Atmospheric Environment*, 42, 6767-6774.
- RODE, A. (2004): Isolierung und Charakterisierung von bakteriellen extrazellulären polymeren Substanzen aus Biofilmen. Dissertation, Universität Duisburg-Essen, BR Deutschland, 166 S.
- ROLLE, M.; MAYR, A. (1984): Medizinische Mikrobiologie, Infektions- und Seuchenlehre für Tierärzte, Biologen und Agrarwissenschaftler. Enke Verlag, Stuttgart, BR Deutschland, 1030 S.
- ROUSSEAU, D.-D.; SCHEVIN, P.; DUZER, D.; CAMBON, G.; FERRIER, J.; JOLLY, D.; POULSEN, U. (2005): Pollen transport to southern Greenland: New evidences of a late spring long distance transport. *Biogeosciences Discussions*, 2, 829-847.
- RUDRAPPA, T.; BIEDRZYCKI, M.L.; BAIS, H.P. (2008): Causes and consequences of plant-associated biofilms. *FEMS Microbiology Ecology*, 64, 153-166.
- RUGGLES, J.A.; NEMECEK-MARSHALL, M.; FALL, R. (1993): Kinetics of appearance and disappearance of classes of bacterial ice nuclei support an aggregation model for ice nucleus assembly. *Journal of Bacteriology*, 175, 7216-7221.



- RUBEL, F.; FUCHS, K. (2005): A decision-support system for real-time risk assessment of airborne spread of the Foot-and-Mouth Disease virus. *Methods of Information in Medicine*, 44, 590-595.
- SAFATOV, A.S.; ANDREEVA, I.S.; BELAN, B.D.; BURYAK, G.A.; EMELYANOVA, E.K.; JAENICKE, R.; PANCHENKO, M.V.; PERSCHURKINA, PUCHKOVA, L.I.; N.I.; REPIN, V.E.; SARANINA, I.V.; SERGEEV, A.N. (2008): To what extent can viable bacteria in atmospheric aerosols be dangerous for humans ? *Clean*, 36, 564-571.
- SAFATOV, A.S.; BURYAK, G.A.; ANDREEVA, I.S.; OLKIN, S.E.; REZNIKOVA, I.K.; SERGEEV, A.N.; BELAN, B.D.; PANCHENKO, M.V. (2010): Atmospheric Bioaerosols. In: *Aerosols-Science and Technology*, Agranovski, I. (ed.), Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, BR Deutschland, 407-454.
- SALAM, A.; LOHMANN, U.; LESINS, G. (2007): Ice nucleation of ammonia gas exposed montmorillonite mineral dust particles. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 3923-3931.
- SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; STENTIFORD, E.I.; MONDINI, C. (2003): Biofiltration at composting facilities: Effectiveness for bioaerosol control. *Environmental Science and Technology*, 37, 4299-4303.
- SATTLER, B.; PUXBAUM, H.; PSENNER, R. (2001): Bacterial growth in supercooled cloud droplets. *Geophysical Research Letters*, 28, 239-242.
- SCHARF, P. (2004): Einfluß einer biologischen Abluftreinigungsanlage auf die Emission von Mikroorganismen und Endotoxinen aus einem Entenmaststall. Dissertation, Freie Universität Berlin, BR Deutschland, 123 S.
- SCHICKE, R.; HAHNE, J.; VORLOP, K.-D. (2002): Staubabscheidung bei Abluft aus Tierställen. Jahresbericht 2002, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, BR Deutschland, 112-113.
- SCHIFFMAN, S.S.; BENNETT, J.L.; RAYMER, J.H. (2001): Quantification of odors and odorants from swine operations in North Carolina. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108, 213-240.
- SCHILLING, B.; GEUEKE, K.-J.; GESSNER, A. (2002): Messungen der Mikroorganismen-Emissionen aus Biofiltern bei Anlagen zur biologischen Abfallbehandlung. In: *Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität*, Tagung Schwäbisch-Gmünd, 11.-13. Juni 2002, BR Deutschland, VDI-Berichte 1656, 299-311.
- SCHIRZ, S.; ZWOLL, M. (2003): Emissionsmessungen (Ammoniak, Keime, Geruch) an drei verschiedenen Abluftreinigungsanlagen der Schweinehaltung. *6.Tagung: Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung*, 25.-27. März 2003, Vechta, BR Deutschland, 489-493.
- SCHLEGELMILCH, M.; DAMMANN, B.; HEROLD, T.; ILLIGNER, F.; STREESE, J.; HENSEL, A.; STEGMANN, R. (2001): Reduction of airborne germs in biological waste gas treatment. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Waste Manag. Landfill Symp.*, 1-5 July 2001, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 425-434.

SCHLEGELMILCH, M.; HEROLD, T.; STREESE, J.; HENSEL, A.; STEGMANN, R. (2005): The potential to reduce emissions of airborne microorganisms by means of biological waste gas treatment systems. *Waste Management*, 25, 955-964.

SCHMITT-PAUKSZTAT, G.; ROSENTHAL, E.; BÜSCHER, W.; DIEKMANN, B. (2005): Sinkgeschwindigkeiten von Tierstäuben. *Landtechnik*, 60, 270-271.

SCHULZ, J.; HARTUNG, J. (2010): Entwurf der Richtlinie VDI 4250 „Umweltmedizinische Bewertung von Bioaerosol-Immissionen“ - Mögliche Konsequenzen für Tierhaltungsanlagen. Tagungsmappe „Aktuelle rechtliche Rahmenbedingungen für die Tierhaltung“, KTBL-Vortragsveranstaltung, 10.06. und 22.06.2010, Hannover und Ulm, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL, Hrsg.), 4 S.

SCHULZE, A.; VAN STRIEN, R.; EHRENSTEIN, V.; SCHIERL, R.; KÜCHENHOFF, H.; RADON, K. (2006): Ambient endotoxin level in an area with intensive livestock production. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 13, 87-91.

SEEDORF, J. (2000): Bestimmung des Abscheideverhaltens von Bioaerosolen in einer biologischen Abluftreinigungsanlage. *Gesundheitsingenieur*, 121, 129-137.

SEEDORF, J. (2004): An emission inventory of livestock-related bioaerosols for Lower Saxony, Germany. *Atmospheric Environment*, 38, 6565-6581.

SEEDORF, J.; HARTUNG, J. (1999): Untersuchungen zum Rückhaltevermögen eines Biofilters und eines Biowäschers für Bioaerosole an zwei Schweineställen. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 112, 444-447.

SEEDORF, J.; HARTUNG, J. (2002a): Reduction efficiency of a container-based biofilter for bioaerosols from a broiler house. *Proceedings of the 24th Biennial Conference of Australian Society of Animal Production in association with the 2002 in-between Conference of the International Society for Animal Hygiene*, Adelaide Festival Centre, South Australia, 7-11 July, 205-208.

SEEDORF, J. ; HARTUNG, J. (2002b): Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt (KTBL, Hrsg.), Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, BR Deutschland, KTBL-Schrift 393, 167 S.

SEEDORF, J.; SCHULZ, J.; HARTUNG, J. (2005): Outdoor measurements of airborne emission of staphylococci from a broiler barn and its predictability by dispersion models. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 85, 33-42.

SELLERS, R.; GLOSTER, J. (2008): Foot-and-mouth disease: A review of intranasal infection of cattle, sheep and pigs. *The Veterinary Journal*, 177, 159-168.

SESARTIĆ, A. (2008): Bioaerosol in ECHAM5-HAM: Aerosol processing and land-climate interactions. PhD Thesis research plan, Institute for Atmospheric and Climate Science (IAC), Swiss Federal Institute of Technology (ETHZ), Switzerland, Federal 13 pp.  
[http://www.iac.ethz.ch/people/seana/Ana\\_Sesartic\\_Research\\_Plan.pdf](http://www.iac.ethz.ch/people/seana/Ana_Sesartic_Research_Plan.pdf)

SESARTIĆ, A.; STORELMO, T.; LOHMANN, U. (2009): Bioaerosol in the ECHAM5-HAM global climate model. Poster presented at 10th Swiss Global Climate Change Day. Bern, Switzerland, 31st March 2009.

[http://www.iac.ethz.ch/people/seana/download/2009\\_Poster\\_SGCD.pdf](http://www.iac.ethz.ch/people/seana/download/2009_Poster_SGCD.pdf)

SESARTIĆ, A.; LOHMANN, U.; STORELMO, T. (2010): Bacteria in the ECHAM5-HAM global climate model. Poster presented at 11th Swiss Global Climate Change Day. Bern, Switzerland, 20th April 2010.

[http://www.iac.ethz.ch/people/seana/download/2010\\_Poster\\_SGCD.pdf](http://www.iac.ethz.ch/people/seana/download/2010_Poster_SGCD.pdf)

SESARTIĆ, A.; LOHMANN, U.; STORELMO, T. (2011): Bacteria in the ECHAM5-HAM global climate model. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 11, 1457-1488.

SHAHAMAT, M.; LEVIN, M.; RAHMAN, I.; GRIM, C.; HEIDELBERG, J.; STELMA, G.; COLWE, R. (1997): Evaluation of media for recovery of aerosolized bacteria. *Aerobiologia*, 13, 219-226.

SHULMAN, M.L.; CHARLSON, R.J.; DAVIS, E.J. (1997): The effects of atmospheric organics on aqueous droplet evaporation. *Journal of Aerosol Science*, 28, 737-752.

SHULMAN, M.L.; JACOBSON, M.C.; CARLSON, R.J.; SYNOVECA, R.E.; YOUNG, T.E. (1996): Dissolution compounds behavior and surface tension effects of organic compounds in nucleating cloud droplets. *Geophysical Research Letters*, 23, 277-280.

SKÓRSKA, C.; SITKOWSKA, J.; BURRELL, R.; SZUSTER-CIESIELSKA, A.; DUTKIEWICZ, J. (1996): Effects of repeated inhalation exposure to microvesicle-bound endotoxin. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 3, 61-65.

SMIGIEL, A.; FEIGENSPAN, S. (2010): Kartendienst zur Luftschadstoffbelastung in Deutschland. *Umwelt und Mensch-Informationsdienst*, 1, 51-53.

SNELL, H.G.J.; SCHWARZ, A. (2003): Development of an efficient bioscrubber system for the reduction of emissions. American Society of Agricultural Engineers (ASAE), ASAE Annual International Meeting, 27-30 July 2003, Las Vegas, USA, Paper no. 034053.

SØRENSEN, J. H. (2003): Modelling the atmospheric spread of foot-and-mouth disease. Danish Meteorological Institute, Scientific Report No. 03-17, Copenhagen, Denmark, 32 S.

SPAHR, N.S. (1986): Zur Entwicklung der biologischen Abluftreinigung. Eine Literaturübersicht aus tierärztlicher Sicht. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 76 S.

ŚPIEWAK, R.; DUTKIEWICZ, J. (2008): *In vitro* study of pro-inflammatory and anti-tumour properties of microvesicles from bacterial cell wall of *Pantoea agglomerans*. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 15, 153-161.

STUKENBROCK, E.H.; McDONALD, B.A. (2008): The origins of plant pathogens in agro-ecosystems. *The Annual Review of Phytopathology*, 46, 75-100.

SUN, J.; ARIYA, P.A. (2006): Atmospheric organic and bio-aerosols as cloud condensation nuclei (CCN): A review. *Atmospheric Environment*, 40, 795-820.

- SZYRMER, W.; ZAWADZKI, I. (1997): Biogenic and anthropogenic sources of ice-forming nuclei: A review. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78, 209-228.
- TAKAI, H. (2007): Factors influencing dust reduction efficiency of spraying of oil-water mixtures in pig buildings. DustConf 2007, International Conference in Maastricht, The Netherlands, 23-24 April 2007, 10 S. [http://www.dustconf.com/CLIENT/DUSTCONF/UPLOAD/S6/TAKAI\\_DK.PDF](http://www.dustconf.com/CLIENT/DUSTCONF/UPLOAD/S6/TAKAI_DK.PDF)
- TAKAI, H.; NEKOMOTO, K.; DAHL, P.; OKAMOTO, E.; MORITA, S.; HOSHIBA, S. (2002): Ammonia contents and desorption from dusts collected in livestock buildings. *Agricultural Engineering International: The CIGR (Commission Internationale du Genie Rural) Journal of Scientific Research and Development*. Manuscript BC 01 005. Vol. IV. June, 2002, 11 pp.
- TYMCZYNA, L.; CHMIELOWIEC-KORZENIOWSKA, A.; RACZYŃSKA, J.; DRABIK, A. (2011): Removal of microbial contaminants from pig house air using biofilter organic media. *Annals of Animal Science*, 11, 453-464.
- VALI, G. (1996): Ice Nucleation - a review. In: *Nucleation and Atmospheric Aerosols 1996*, Kulmala, M.; Wagner, P. (eds.), Pergamon Press, pp.271-279.
- VAN DEN WEGHE, H. (2006): Optionen zur Reduktion von Bioaerosolen und luftgetragenen Mikroorganismen aus Nutztierställen mittels Abluftreinigung. In: *Emissionen in der Tierhaltung*. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) e.V., Darmstadt)-Tagung vom 5.-7. Dezember 2006, Bildungszentrum Kloster Banz, BR Deutschland, KTBL-Schrift 449, 264-273.
- VERREAULT, D.; LÉTOURNEAU, V.; GENDRON, L.; MASSÉ, D.; GAGNON, C.A.; DUCHAINE, C. (2010): Airborne porcine circovirus in Canadian swine confinement buildings. *Veterinary Microbiology*, 141, 224-230.
- VDI 3477 (2004): Biologische Abgasreinigung. Biofilter. Verein Deutscher Ingenieure VDI, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 102 S.
- VDI 4250 Blatt 1 (2009): Bioaerosole und biologische Agenzien - Umweltmedizinische Bewertung von Bioaerosol-Immissionen - Wirkungen mikrobieller Luftverunreinigungen auf den Menschen. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, Ausgabe November 2009, Entwurf, 17 S.
- VDI 4251 Blatt 1 (2007): Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft. Planung von anlagenbezogenen Immissionsmessungen. Fahnenmessung. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 58 S.
- VDI 4255 Blatt 1 (2005): Bioaerosole und biologische Agenzien. Emissionsquellen und -minderungsmaßnahmen. Übersicht. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 69 S.
- VDI 4255 Blatt 2 (2009): Bioaerosole und biologische Agenzien. Emissionsquellen und -minderungsmaßnahmen in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Übersicht. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 44 S.

- VISSIENNON, T.; HUWE, C.; Kliche, R. (1996): Zur Emission von Pilzsporen aus Biofiltern von Kompostieranlagen. *Forum Städte-Hygiene*, 47, 199-203.
- VON MUTIUS, E. (2007): Asthma and allergies in rural areas of Europe. *Proceedings of the American Thoracic Society*, 4, 212-216.
- VON MUTIUS, E. (2010): 99th Dahlem conference on infection, inflammation and chronic inflammatory disorders: Farm lifestyles and the hygiene hypothesis. *Clinical and Experimental Immunology*, 160, 130-135.
- VON MUTIUS, E.; RADON, K. (2008): Living on a farm: Impact on asthma induction and clinical course. *Immunology and Allergy Clinics of North America*, 8, 631-647.
- WARREN G.; WOLBER, P. (1991): Molecular aspects of microbial ice nucleation. *Molecular Microbiology*, 5, 239-243.
- WEESENDORP, E.; LANDMAN, W.J.M.; STEGEMAN, A.; LOEFFEN, W.L.A. (2008): Detection and quantification of classical swine fever virus in air samples originating from infected pigs and experimentally produced aerosols. *Veterinary Microbiology*, 127, 50-62.
- WEICHERT, R. (2002): Determination of backscatter and fluorescence cross-sections of biological aerosols. *Landbauforschung Völkenrode*, Sonderheft 235, 83-87.
- WEKERLE, J.; KOCH, K.M.A.; STRAUCH, D. (1983a): Zur Absorption luftgetragener Viruspartikel durch Biowäscher. I. Wäscherauswaschleistung und Verhalten von Virusaerosolen bei der Wäscherpassage. *Tierärztliche Umschau*, 38, 722-731.
- WEKERLE, J.; KOCH, K.M.A.; STRAUCH, D. (1983b): Zur Absorption luftgetragener Viruspartikel durch Biowäscher. II. Virusemission, Virusinaktivierungs- und Virusadsorptionskinetik. *Tierärztliche Umschau*, 38, 882-895.
- WELLER, D. M. (2007): *Pseudomonas* biocontrol agents of soilborne pathogens: Looking back over 30 years. *Phytopathology*, 97, 250-256.
- WENDISCH, M.; COE, H.; BAUMGARDNER, D.; BRENGUIER, J.-L.; DREILING, V.; FIEBIG, M.; FORMENTI, P.; HERMANN, M.; KRÄMER, M.; LEVIN, Z.; MASER, R.; MATHIEU, E.; NACASS, P.; NOONE, K.; OSBORNE, S.; SCHNEIDER, J.; SCHÜTZ, L.; SCHWARZENBÖCK, A.; STRATMANN, F.; WILSON, J.C. (2004): Aircraft particle inlets: State-of-the-art and future needs. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 85, 89-92.
- WHIPPS, J.M. (2001): Microbial interactions and biocontrol in the rhizosphere. *Journal of Experimental Botany*, 52, 487-511.
- WHIPPS, J.M.; HAND, P.; PINK, D.; BENDING, G.D. (2008): Phyllosphere microbiology with special reference to diversity and plant genotype. *Journal of Applied Microbiology*, 105, 1744-1755.
- WINDEN, F. (2002): Keimemissionen aus Biofiltern in der Tierhaltung. Diplomarbeit, Fachhochschule Neubrandenburg, BR Deutschland, 43 S.



- WING, S.; WOLF, S. (2000): Intensive livestock operations, health, and quality of life among eastern North Carolina residents. *Environmental Health Perspectives*, 108, 233-238.
- WINIWARTER, W.; BAUER, H.; CASEIRO, A.; PUXBAUM, H. (2009a): Quantifying emissions of primary biological aerosol particle mass in Europe. *Atmospheric Environment*, 43, 1403-1409.
- WINIWARTER, W.; KUHNBUSCH, T.A.J.; VIANA, M.; HITZENBERGER, R. (2009b): Quality considerations of European PM emission inventories. *Atmospheric Environment*, 43, 3819-3828.
- WOLBER, P.; WARREN, G. (1989): Bacterial ice-nucleation proteins. *Trends in Biochemical Sciences*, 14, 179-182.
- WOOD, S.E.; BAKER, M.B.; SWANSON, B.D. (2002): Instrument for studies of homogeneous and heterogeneous ice nucleation in free-falling supercooled water droplets. *Review of Scientific Instruments*, 73, 3988-3996.
- YU, F.; LUO, G. (2009): Simulation of particle size distribution with a global aerosol model: Contribution of nucleation to aerosol and CCN number concentrations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 7691-7710.
- ZACHARIASSEN, K.E.; KRISTIANSEN, E. (2000): Ice nucleation and antinucleation in nature. *Cryobiology*, 41, 257-279.
- ZENGER, A. (1998): Atmosphärische Ausbreitungsmodellierung. Grundlagen und Praxis. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, BR Deutschland, 159 S.
- ZHAO, Y.; AARNINK, A.J.A.; DE JONG, M.C.M.; OGINK, N.W.M.; KOERKAMP, P.W.G.G. (2011): Effectiveness of multi-stage scrubbers in reducing emissions of air pollutants from pig houses. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)*, 54, 285-293.
- ZHAO, Y.; AARNINK, A.J.A.; KOERKAMP, P.W.G.G.; OGINK, N.W.M.; DE JONG, M.C.M. (2008): Removal efficiency of dust and bacteria by multi-stage air scrubbers in pig houses. *Proceedings of the 8th International Symposium Livestock Environment*, 31 August-4 September 2008, Iguassu Falls, Brazil; American Society of Agricultural Engineers, 139-145.
- ZILLI, M.; CAMOGLI, G.; NICOLELLA, C. (2005): Detachment and emissions of airborne bacteria in gas-phase biofilm reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 91, 707-714.
- ZMARSLY, E.; KUTTLER, W.; PEHTE, H. (2002): Meteorologisch-klimatologisches Grundwissen. Verlag Eugen Ulmer, 2. Auflage, Stuttgart, BR Deutschland, 176 S.
- ZUCKER, B.-A.; SCHARF, P.; KERSTEN, C.; MÜLLER, W. (2005): Einfluß einer Biowäscher-Chemowäscher-Kombination auf die Emission von Bioaerosolen aus einem Entenmaststall. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 65, 370-373.
- ZUCKER, B.-A.; TROJAN, S.; MÜLLER, W. (2000): Airborne gram-negative bacterial flora in animal houses. *Journal of Veterinary Medicine B*, 47, 37-46.

### 5.3 Arbeitshygiene

*Andere Arbeits-  
bereiche mit  
biologischer  
Belastung*

Die fachliche Auseinandersetzung mit medizinischen Fragestellungen, die in Zusammenhang mit der Übertragbarkeit von Infektionen auf den Menschen und dem humanbiologischen Reaktionsvermögen gegenüber sensibilisierenden und toxischen Stoffen gesehen werden müssen, findet in vielen Arbeitsbereichen mit mikrobieller Belastung statt. Dies trifft im Besonderen z.B. für die biologische Abfallbehandlung zu, wo im Rahmen von Anlieferung, Sortieren oder auch Kompostierung eine ausgeprägt eigenständige, aber auch teilweise sehr variable und in hohen Konzentrationen im Substrat vorkommende Mikroflora (z.B. thermophile Aktinomyzeten vs. mesophile Gesamtbakterien) anzutreffen ist und die partiell im Zuge mechanischer Agitationen in nicht unerheblichen Quantitäten in den Luftraum freigesetzt wird (JÄGER u. ECKRICH 1997, STRAUCH 1996).

*Wesen und  
Elemente der  
biologischen  
Abluftreinigung*

Anlagen der biologischen Abluftreinigung stellen im Kern ein Biodegradationsverfahren zum Abbau unerwünschter Luftinhaltsstoffe dar. Um dieses Ziel zu erreichen, werden katabole Stoffwechselleistungen von in den Anlagen angesiedelten Mikroorganismen genutzt. Die sich einstellende Mikroflora zeichnet sich durch eine hohe Biodiversität und Populationsdynamik aus (KRISTIANSEN *et al.* 2011a, KRISTIANSEN *et al.* 2011b). Diese Eigenschaften werden von planktonischen und sessilen Mikroorganismen getragen, deren gemeinsame Schnittmenge die Biofilme darstellen und als solche auch in biologischen Abluftreinigungsanlagen vorkommen (DEVINNY *et al.* 1999).

*Biofilme mit  
Nischenfunktion*

Übertragen auf die Situation der in der Nutztierhaltung gebräuchlichen BioAbluftRA führt der abluftseitige Einstrom von gas- und partikelförmigen Substratbestandteilen sowie das technisch notwendige und künstlich erzeugte nasse Milieu somit zur Etablierung einer systemimmanenten Mikroflora, die sich in nennenswerten Maße ebenfalls in Biofilmen organisiert. Mikroorganismen in solchen Biofilmen zeigen untereinander Wechselbeziehungen kooperativer und antagonistischer Art auf und kommunizieren dabei interaktiv mit Hilfe von Mediatoren (MOONS *et al.* 2009). Eine derartige Gemeinschaft verschiedenster Mikroorganismen ist als Hort nicht nur apathogener, sondern auch pathogener Keime anzusehen (BRYERS 2008, DONLAN 2002). Nicht ausschließlich die Kolonisierung fester Oberflächen, die Steigerung der zellulären Fitness und der Anschub von Vermehrungszyklen gerade in Koexistenz mit anderen mikrobiellen Vertretern machen die mikrobielle Gemeinschaft in Biofilmen so einzigartig (BANNING *et al.* 2003, KLAYMAN *et al.* 2009, SZEWCZYK *et al.* 1994), sondern auch die relativ enge Nachbarschaft zwischen Zellen unterschiedlicher Gattungen, Arten und Herkunft lassen die mikrobielle Evolution schnell davonschreiten, da, wie Funde von Nukleinsäuren in der extrazellulären Biofilmmatrix nahelegen, genetische Austauschvorgänge wie Konjugationen (Plasmidtransfer) besonders rege stattfinden und daher Überlebensvorteile (z.B. Resistenzeigenschaften) immer wieder eingetaktet werden können (HANSEN u. MOLIN 2004, DONLAN 2002, MORRIS u. MONIER 2003). Daneben sind nicht weniger effizient Transduktionen mit Hilfe von Bakteriophagen festzustellen, die für die Verbreitung von Virulenzfaktoren unter bisher apathogenen Keimen sorgen. Auffällig ist hierbei, daß die Bakteriophagen in aquatisch geprägten Umfeldern in besonders großer Zahl vorkommen und dort häufig besser „überleben“ als ihre Wirtssysteme, so daß genetische Informationen auf diese Weise in der Umwelt persistieren und damit dauerhaft im Umlauf bleiben (MUNIESA *et al.* 2006, PARSEK u. SINGH 2003). Komplettiert werden die aufgezählten horizontalen Gentransfers durch die

*„Multikulti“ in  
Biofilmen*

*Mikrobielle  
Evolution*

*...über  
Bakteriophagen*

Aufnahme freier Erbsubstanz aus der Umwelt durch Transformation (WILHARM 2008), die wie die anderen Transfermechanismen mit zur Bildung genomischer Inseln führen kann (GAL-MOR u. FINLAY 2006, HENTSCHEL u. HACKER 2001). Dadurch können Pathogenitätsinseln entstehen, die besonders in reichhaltigen Genpools wie den Biofilmen verfügbar sind (DOBRINDT *et al.* 2004).

Stressoren und Merkmalsausprägung

*dual-use traits* und Virulenz

Ähnlichkeit zwischen Klinik- und Umweltisolaten

Habitaterfassung von Pathogenen unumgänglich

Treibende Kräfte der evolutionären Ausrichtung stellen neben dem biologisch motivierten Gentransfer aber auch Umweltstressoren dar, die ebenfalls mutationsverursachend zu bestimmten Merkmalsausprägungen beitragen und auf diese Weise auf eine verbesserte Existenzlage von Mikroorganismen in der Umwelt hinwirken. Das Resultat solcher Veränderungen im Laufe von Generationen führt zur Fixierung von Überlebensmechanismen, die gleichsam aber auch als Virulenzfaktoren bei Mensch-Pathogen-Interaktionen zum Zuge kommen (*dual-use traits*), wie dies beispielsweise mikrobielle Efflux-Pumpen präsentieren, die als Regulativ toxische Umweltkomponenten intrazellulär ausschleusen aber genauso multiple Resistenzen gegenüber Chemotherapeutika verursachen. Eine derartige getriebene Diversifizierung von Eigenschaften unter Keimen, vermag letztlich auch Saprophyten zu potentiellen Saprophyten-Erregern werden zu lassen (z.B. *Pseudomonas aeruginosa*) und eine Art Anlagenshospitalismus zu begründen. Stammgleiche Vertreter lassen sich so zwischen klinischen Isolaten und beprobtem Wassermilieu feststellen (RÖMLING *et al.* 1994). Nicht abwegig daher, daß ALONSO *et al.* (1999) bereits auf Grundlage ihrer Ergebnisse über die Ähnlichkeit der Virulenzausstattung zwischen umwelt- und klinisch-assoziierten Stämmen von *Pseudomonas aeruginosa* geschlußfolgert haben, daß eine Überprüfung des Gesundheitsrisikos unabdingbar ist, wenn es um die Nutzbarmachung von beispielsweise *Pseudomonas aeruginosa* für Umweltbelange geht (z.B. Bodensanierung mit Hilfe mikrobieller Degradationskapazitäten = Bioremediation). Auch für andere Keimarten, wie jene im Waschwasser der BioAbluftRA gefunden wurden, können derartige Parallelen zwischen umweltbezogenen und klinischen Isolaten aufgezeigt werden (siehe Kapitel • 5.3.4). In diesem Kontext bekräftigen MORRIS *et al.* (2009) ihren Standpunkt, daß Untersuchungen zur Ökologie der Pathogene und ihrer Lebenszyklen auch in der Erfassung aller denkbaren Habitate und Reservoirs münden sollte, in denen derart unerwünschte Mikroorganismen auftreten könnten und eventuell zur Systemimmanenz avancieren. Und obwohl die Autoren primär Phytopathogene im Visier haben (siehe auch Kap. • 5.2), wird nicht anzunehmen sein, daß sich humanophile Mikroorganismen den geschilderten Mechanismen entziehen (können). Warum sollte also eine (zukünftige) Expositionsgefährdung für den Menschen (oder das Tier) in oder an BioAbluftRA von vornherein ausgeschlossen und als nicht epidemiologisch relevant angesehen werden, gerade auch unter Anwesenheit erregerverdächtiger bakterieller Kosmopoliten, wie diese im Prozeßwasser nachzuweisen waren (z.B. *Burkholderia cepacia*, *Klebsiella pneumoniae*, *Pseudomonas aeruginosa*) ?

Expositionsrouten-nicht nur inhalativ

Gefährdung der YOPIs

Sich zu einer Bejahung der Frage bekennend, sind nicht nur inhalative Risiken, sondern neben Aspirationen auch okuläre, dermale und gerade auch orale Kontakte als Expositionssituation zu berücksichtigen, da Schmierinfektionen oder aber im Mundbereich sich niederschlagende Aerosole zu mikrobiell vermittelten Gesundheitsstörungen führen könnten, die klinisch oder subklinisch (z.B. zu immunologischen Ressourcenverbrauch führend) zu Tage treten und umständehalber Sekundärwirkungen (z.B. erhöhte Anfälligkeit gegenüber Bagatellerregern) nach sich ziehen. Generell ist das gesundheitliche Schicksal des Exponierten von seiner eigenen, zur Zeit der Exposition tatsächlichen Abwehrkompetenz abhängig. Die sog. YOPIs (*young, old, pregnant and*

Individual- verhalten und Gefährdung	<p><i>immunocompromised persons</i>) verdienen daher eine besondere Erwähnung, da bei mehr als der Hälfte der infektiösen Erkrankungen, die leicht geschwächte Personen erleiden, Mikroorganismen involviert sind, die als Kommensale im Menschen oder als ubiquitärer Keim in der Umwelt vorkommen (COSTERTON <i>et al.</i> 1999). Auch vermögen bereits manifestierte und belastende Primärerkrankungen das persönliche Schicksal nach Exposition genauso mitzubestimmen, wie auch Dosis, Pathogenität und Virulenz der belebten Partikel. Dabei sollte nicht unerwähnt bleiben, daß mikrobielle Bestandteile wie beispielsweise Endotoxine für sich allein gleichfalls biologisch aktiv sein können; und das im negativen (respiratorische Symptome auslösend) wie im positiven Sinne (Allergie-desensibilisierend, SMIT <i>et al.</i> 2008). Die Balance zwischen einwirkendem Agens und Körperabwehr wird zudem vom Individualverhalten des Exponierten mit bestimmt. Der Aufenthalt ohne Atemschutz, körperliche Anstrengungen mit Steigerung von Atemzugvolumen und Atemtiefe, die Meidung von Schutzkleidung oder gar das Tragen verschmutzter Schutzkleidung können das Risiko einer Krankheitshaftung erhöhen. Nicht umsonst empfehlen HEINONEN-TANSKI <i>et al.</i> (2009) entsprechende personalhygienische Maßnahmen in der Abwasserwirtschaft.</p>
Konflikt Dosis und assoziiierbare Krankheit	<p>Die Abschätzung der Exposition muß neben qualitativen Aspekten gerade auch die quantitativen Ausmaße berücksichtigen. Im günstigsten Fall würden dadurch Dosisangaben spezifischer Agentien möglich werden, die sich mit Krankheitsbildern assoziieren ließen. Leider gelingt jedoch nicht immer eine eindeutige Zuordnung von Gesundheitsstörung und Bioaerosolexposition, weil ein Multikomponentengemisch wie die Bioaerosole Kombinationswirkungen inne hat (SEEDORF u. HARTUNG 2002). Das bedeutet allerdings nicht, daß im Einzelfall kein Risiko vorhanden ist (BÖHM <i>et al.</i> 1998). Selbst gesetzt den Fall, daß ein auf Monokausalität ausgerichtetes Dosis-Wirkungsgefüge beschreibbar ist, muß mit meßtechnisch bedingter Variabilität (siehe Kap. • 5.1) von Dosisangaben gerechnet werden, wie dies natürlich auch für gas- und flüssigkeitsdispertierte Biopartikel Gültigkeit hat.</p>
Abschätzung des Risikos und Rechenmodelle	<p>Trotz dieser Unwägbarkeiten gibt es für die quantitative Risikoabschätzung im mikrobiellen Bereich deterministische und stochastische Rechenmodelle (<i>quantitative microbial risk assessment, QMRA</i>), die eine Vorhersage der Infektions- und bestenfalls der Krankheitswahrscheinlichkeit erlauben sollen (HAAS <i>et al.</i> 1999). In aller Kürze erklärt, bedarf es nach der deterministischen Theorie einer Schwellendosis, die zu überschreiten ist, um eine Infektion zu setzen. Wird diese Schwellendosis nicht erreicht, bleibt die Infektion beim Rezipienten aus. Das stochastische Modell dagegen nimmt für sich in Anspruch, daß, egal wie groß die Dosis ist, eine bestimmte Wahrscheinlichkeit einer Infektion besteht, also allgemein ausgesprochen: Je größer die Dosis, desto größer die Infektions- bzw. Erkrankungswahrscheinlichkeit (WHO 2003a). Im einfachsten stochastischen Modell dem sog. <i>single-hit model</i> oder <i>one-hit model</i> muß der Wirt mindestens ein Pathogen aufnehmen, das den Infektionsort erreicht und dort überlebt, bis es zu vom Wirt ausgelösten Symptomen kommen kann. Mathematisch wird im wesentlichen zwischen dem exponentiellen und dem Beta-Poisson-Modell unterschieden (HAAS 2002), wobei letzteres durch zusätzliche Parametergrößen die Variation in der Sensitivität des Wirtes für eine Infektion berücksichtigt und im exponentiellen Modell durch einen erregerspezifischen Wert statisch festgeschrieben ist (SZE TO <i>et al.</i> 2010; siehe auch <a href="http://wiki.camra.msu.edu/index.php?title=Dose_response_assessment">http://wiki.camra.msu.edu/index.php?title=Dose_response_assessment</a>).</p>
Schwellendosis und Wirkungs- beginn versus...	
Infektionswahr- scheinlichkeit	



*Extrapolation  
auf Tag und  
Jahr*

Ist davon auszugehen, daß eine Initialexposition einmalig am Tag erfolgt, läßt sich durch weitere Rechenschritte auch auf das jährliche Risiko oder auf das Risiko über die gesamte zu erwartende Lebensspanne schließen (GERBA 2000). Welches der beiden stochastischen Rechenmodelle die wahrscheinlich beste Anpassung an die jeweilige Fragestellung bietet, hängt vom Erreger oder aber von der Expositionsart wie Inhalation oder Oralaufnahme ab (BROOKS *et al.* 2005a, GERBA 2000, TANNER *et al.* 2008). Im Zusammenhang mit den über Einatmung zustande kommenden Risiken kann im einfachsten Fall über Luftkonzentration, Atemzugvolumen pro Zeiteinheit und Expositionszeitdauer auf die Dosis geschlossen werden, die sodann ihren Eingang in die Modelle findet (BHAT 2008, BROOKS *et al.* 2005b). Dies führt allerdings zu einer Simplifizierung, die anheimstellt, daß alle inhalierten Pathogene sich im Respirationstrakt niederschlagen werden, ohne Rücksicht auf partikelgrößenabhängige Depositionsvorgänge (NICAS u. HUBBARD 2002). Da Aerosole sowohl lebende als auch inaktivierte Mikroorganismen enthalten können, gilt es auch dies gegebenenfalls zu berücksichtigen (SABELNIKOV *et al.* 2006), wenn entsprechende Nachweisverfahren beispielsweise nur Aussagen zum relativen Anteil der Lebendfraktion zulassen. Ebenso sind Angaben zu unterscheiden, die über definierte Zellzahlen oder aber über koloniebildende Einheiten eine Infektiosität und ihre Folgen prognostizieren. Im letzteren Fall braucht es nämlich Daten über die Zelläquivalente, mit denen ein Partikel bestimmter Größe beladen ist, wie dies BLATNY *et al.* (2010) für Legionellen-haltige Aerosole rechnerisch und wirkungsbezogen demonstrieren.

*Vorgehensweise  
bei inhalativer  
Exposition*

*Limitationen der  
Rechenmodelle*

Damit klingt an, daß eine Vielzahl von Faktoren das Infektionsrisiko mit beeinflussen (z.B. mehr als ein Erreger ist für eine Infektion notwendig, Stammunterschiede unter den Keimarten, biologische Halbwertszeit des Erregers, Ausmaß der Partikelpenetration von Atemschutzmasken) und ebenso Diskussionen Platz einzuräumen ist, die Limitationen in der Vorhersagegenauigkeit der Modelle artikulieren (SZE TO *et al.* 2010, TEUNIS u. HAVELAAR 2000). Daneben gibt es aber auch mathematisch faßbare Ergänzungen und Richtigstellungen, um die vorgenannten Einschränkungen zu minimieren oder gar die zeitliche Entwicklung einer Infektion nach Initialexposition zu beschreiben (HUANG u. HAAS 2009, NICAS *et al.* 2005). Eine Herausforderung stellen besonders Aussagen zum Krankheitsrisiko (*morbidity dose response* bzw. *illness dose response*) oder Sterblichkeitsrisiko (*lethal dose response*) dar, da sich eine Infektion nicht zwangsläufig klinisch manifestieren muß. Ist der prozentuale Anteil der Infektionen bekannt, die einen Krankheitsausbruch hervorrufen oder letal enden, kann hierüber multiplikativ auf das Krankheits- und Sterblichkeitsrisiko geschlossen werden (GERBA 2000). So simpel wie diese Vorgehensweise erscheint, so mühselig gestaltet sich die Verfügbarkeit entsprechender Daten, da u.a. altersbedingte Variabilitäten bei Exponierten und dosisabhängige Einflüsse die mathematische Termgestaltung und damit den Ausgang der Risikoberechnungen verkomplizieren (HAAS *et al.* 1993, TEUNIS *et al.* 1999).

*Krankheits- und  
Sterblichkeits-  
risiko*

*Werden die An-  
forderungen an  
eine Risikoab-  
schätzung  
erfüllt ?*

Der Wunsch nach einer umfassenden Risikoabschätzung für Individuen, die sich im Inneren der BioAbluftRA oder im direkten Reingasbereich der Anlage aufhalten, würde demnach die kausale Vereinigung von Gefährdungspotential und Exposition unter den angetroffenen Rahmenbedingungen voraussetzen, so daß eine Wirkungsbeschreibung denkbar wäre (Abb. 67). Als Alternative dazu, würde in Anlehnung an einen HACCP-Plan (*Hazard Analysis Critical Control Point*) eine Risikoabschätzung als Verknüpfung zwischen bonitierbarer Erkrankungsschwere und zeitlichem Expositionsausmaß aufzufassen sein (DAVISON *et al.* 2006, DEERE *et*



al. 2001, WHO 2008). Eine derartige Projektion lassen die hier präsentierten Untersuchungsergebnisse nur ansatzweise zu und erlauben im wesentlichen eine Gefährdungseinschätzung der nachgewiesenen Mikroorganismen im Prozeßwasser der BioAbluftRA, jedoch mit der Ergänzung, den Blick zusätzlich auch auf andere theoretisch denkbare mikrobielle Habitatbewohner zu richten (siehe Kap. • 5.3.6).

*Eher eine  
Gefährdungsein-  
schätzung auf-  
grund von  
Datendefiziten*

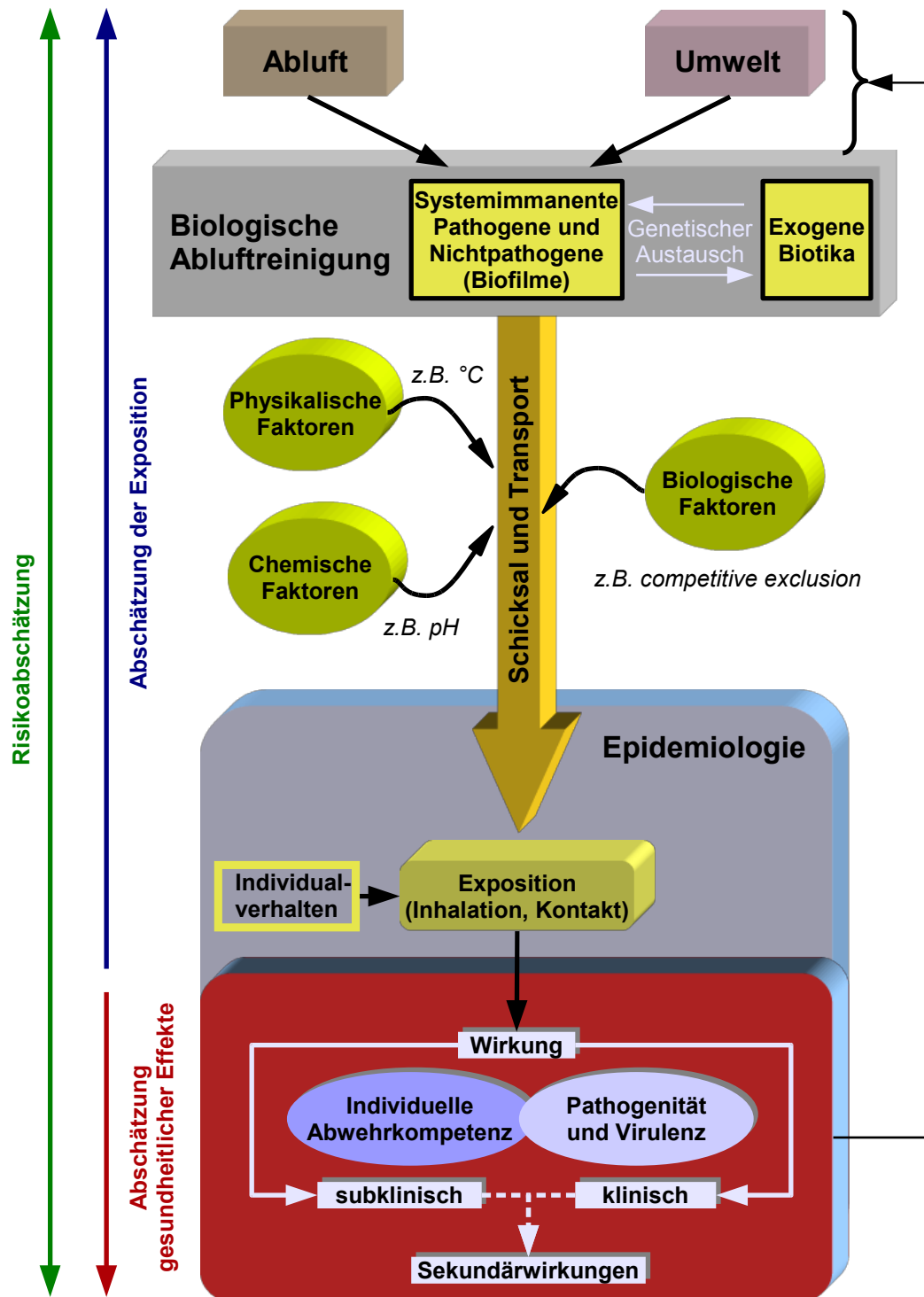
Informationsdefizite hinsichtlich des Aerosolisierungsgrads der befundeten Keime lassen somit keine realitätsnahe Aussage über die Exposition zu, sowie erst recht nicht Infektionswahrscheinlichkeiten auf Grundlage der genannten Rechenmodelle, da entsprechende Werte über genaue Luftkonzentrationen in der BioAbluftRA fehlen und infektiösitätsbeschreibende Koeffizienten für Erreger nur vereinzelt verfügbar sind. In **Appendix L** wird trotzdem eine Musterberechnung der konzentrationsabhängigen jährlichen Infektionswahrscheinlichkeiten für Legionellen (siehe auch Kap. • 5.3.6.1) erläutert und graphisch dargestellt, um den Hergang und Aussagewert derartiger Kalkulationen im Prinzip zu zeigen. Sollten die angesprochenen Datenengpässe zukünftig überwunden werden können, kann es von Vorteil sein, die Auswirkungen unterschiedlicher Dateneinstellungen auf die Infektionswahrscheinlichkeit flexibel, zügig und „spielerisch“ auch ohne mathematische Prozedur nebst elektronischen Hilfsmitteln (z.B. Taschenrechner) nachvollziehbar zu machen, um einen *ad hoc*-Eindruck der Gefährdungslage „auf dem Papier“ zu bekommen. Hierfür bieten sich besonders graphische Lösungswege durch die Anwendung von Nomogrammen an. Zur Verdeutlichung des praktischen Nutzens von Nomogrammen finden sich nach einer Einleitung in **Appendix M** in den **Appendices N** bis **U** Nomogramme (und sich anschließender Kopiervorlagen), über die sich nacheinander angewandt die aerosolbasierte Infektionswahrscheinlichkeit nach dem *single-hit/one-hit model* abschätzen läßt.

*Gefährdungsorte  
der BioAbluftRA*

Mit Hinsicht auf die gemachten Beurteilungseinschränkungen, sind gegenwärtig zwei hygienische Gefährdungsbereiche in der biologischen Abluftreinigungstechnologie denkbar, die besonders eng an die dort anzutreffenden humiden Bedingungen gekoppelt sein dürften. Dies betrifft zum ersten den Biofilter und den Rieselbettreaktor selbst und zum anderen die vorgeschalteten Naßabscheider (z.B. Filterwände), wie jene in ein- und mehrstufigen BioAbluftRA anzutreffen sind. In allen finden komplexe und dynamische mikrobiologische Vorgänge statt, die insbesondere die biologischen Luftfaktoren beeinflussen können, so daß diese in ihrer medizinischen Bedeutung zu berücksichtigen sind (Abb. 67). Gerade unter den Gesichtspunkten der Anlagenkontrolle, -pflege, -wartung und -reparatur werden Expositionsergebnisse besonders vorstellbar, in denen hygienische Belange von Bedeutung sein könnten.

*Warum der  
Begriff Arbeits-  
hygiene?*

Die thematische Eingliederung der folgenden Ausführungen unter dem Begriff „Arbeitshygiene“ birgt zugegebenerweise die Problematik, daß die BioAbluftRA kein Arbeitsplatz im eigentlichen Sinne darstellt, doch Alternativtermini wie beispielsweise Personenhygiene oder Individualhygiene könnten mißverstanden werden, warum der besagte Arbeitstitel entsprechend gewählt wurde.



**Abb. 67:** Theoretische Wechselbeziehungen zwischen Pathogenen, dem Umfeld von Bioaerol-Expositionen und daraus abzuleitender Risikoabschätzung (in Anlehnung an STEWART *et al.* 2008).

### 5.3.1 Biofilter

*Partikelfreiheit  
des Reingases ist  
nicht möglich*

Reingasströme aus Biofilteroberflächen sind durchweg mit partikulären Restbestandteilen beladen, warum ein Wirkungsgrad von 100% nicht zu erreichen ist (siehe Kap. • 5.2). Dies erklärt sich bereits aus der hohen primären Keimbelastung der verwendeten organischen Filtermaterialien oder der sekundären Besiedlung inerte Filtermaterialien bei Rieselbettreaktoren, wodurch pro Gramm Trägermaterial kultivierbare heterotrophe Bakterien in einer Größenordnung von etwa  $10^6$  KBE nachweisbar sind (SADOWSKY *et al.* 1999). Direkte Zellzahlzählungen können die Ausbeuten sogar bis auf mehr als  $10^{10}$  Zellen  $g^{-1}$  Trockensubstanz erhöhen (FRIEDRICH *et al.* 2003).

*Keimbelastung  
von Trägern*

*Bisherige  
Untersuchungen  
auf mikrobielle  
Diversität*

Berichte zur qualitativen Zusammensetzung der mit den Trägermaterialien assoziierten Mikroorganismen sind bislang weniger auf ihre gesundheitliche Bedeutung nach Exposition ausgerichtet worden, sondern beinhalten vielmehr Angaben zur mikrobiellen Diversität in Abhängigkeit von Rohgasbeschaffenheit und der Betriebsweise von Biofiltern. So erstaunt es nicht, in ammoniakbefrachteten Abgasen nitrifizierende Organismen wie *Nitrobacter* spp. zu finden (MALHAUTIER *et al.* 1998, SAKANO u. KERKHOF 1998). Detailliertere Aufschlüsselungen zur Präsenz von aus einem in labortechnischen Maßstab betriebenen Versuchsbiofilter isolierten heterotrophen Bakterien finden sich bei LIPSKI und ALTENDORF (1997), die insgesamt 62 Stämme unter Einfluß eines künstlich hergestellten Rohgases identifizieren konnten. Im wesentlichen wurden *Aureobacterium*, *Microbacterium*, *Brevundimonas*, *Bacillus*, *Stenotrophomonas* und *Xanthomonas* gefunden. Allerdings wurde diese bakterielle Diversität als rohgasbedingte Selektion gewertet, da unter Praxisbedingungen auch coryneforme Bakterien (BENDINGER *et al.* 1992) oder auch Proteobakterien wie *Alcaligenes* spp. (FRIEDRICH *et al.* 2003) gefunden werden. Dies stimmt mit den Befunden der hiesigen Waschwasseruntersuchungen überein.

*Können Reingas-  
ströme vernach-  
lässigt werden ?*

Insgesamt muß das Wissen über Art der aus dem Biofilter austretenden Mikroorganismen jedoch als sehr lückenhaft bezeichnet werden. Dies mag im ersten Augenblick auch wenig von Bedeutung sein, da aus dem Biofilter freigesetzte Bioaerosole ohnehin eine rasche Ausdünnung oberhalb der Filteroberfläche durch die umgebende Luft und Luftbewegungen erfahren dürften. Trotzdem sollte dem Vorsorgeprinzip gehorchend, ein Expositionsrisiko auf bzw. an Flächenfiltern nicht gänzlich ausgeschlossen werden, bis Untersuchungen die hier angesprochene Problematik widerlegen.

*Keimverschie-  
bungen in der  
BioAbluftRA*

Stellt bereits die Identifizierung von „biofiltertypischen“ Mikroorganismen eine große Herausforderung dar, entzieht sich das prozeßtechnische Wechselspiel zwischen Mikroorganismen im Rohgas und im Biofilter nahezu vollends der Bewertungsmöglichkeit. Es ist nämlich theoretisch zu unterscheiden, ob es sich um aus dem Rohgasstrom in den Reingasstrom mit überführte, also nicht zurückgehaltene originäre wie auch durch Waschwasserdotierungen in den Rohgasstrom bedingte Luftkomponenten, oder um von aus dem Biofilterbettmaterial direkt freigesetzte Stoffe handelt (Eigenemission des Biofilters), wobei Mischformen beider Szenarien denkbar sind (siehe auch Abb. 64). Selbst auf Kultivierungsverfahren beruhende Roh- und Reingasnachweise identischer Gattungen und Arten (CHMIELOWIEC-KORZENIOWSKA *et al.* 2007) können hier letztlich nicht zu einer endgültigen Aufklärung beitragen, so daß für die Herkunftsaufklärung der Biopartikel der Einsatz von markierten Testaerosolen eine denkbare Vorgehensweise wäre.

*Verschiedene  
Keime bei  
unterschiedlichen  
Filtermaterialien*

Konsequenterweise ergeben sich Unterschiede in den aerogenen Keimspektren, wie dies beispielsweise an Biofiltern für Pilze zumindest festgestellt werden konnte (HUWE-KLUG 2001, RABE u. BECKER 2000) und auch für andere Arten von Mikroorganismen ebenfalls nicht ausgeschlossen werden dürfte. Diese Vorgänge werden zudem dadurch verkompliziert, indem unterschiedliche Filtermaterialien bei variierenden Feuchtegraden neben den veränderlichen mikrobiellen Zusammensetzungen auch quantitativ mal mehr und mal weniger Keime freisetzen können (HUWE *et al.* 1997).

*Was passiert bei  
mechanischer  
Agitation eines  
Biofilters ?*

Als weiterer Faktor muß berücksichtigt werden, daß Personen, die Flächenfilter betreten, allein durch die mechanische Einwirkung auf das Biofilterbettmaterial ursprünglich sessile Mikroorganismen in den luftgetragenen Zustand versetzen können und auf diese Weise Biopartikel in den Einatembereich der Personen gelangen. Wartungsbedingte Tätigkeiten auf dem oder am Filter wie Umschichtungen des Materials oder auch das Auswechseln des Substrates führen ohnehin zu erhöhten Expositionen, da es durch die starke Agitation zu weitaus größeren Freisetzungen von Partikeln kommen dürfte als bei mechanisch unbehandelten Materialien. Durchströmte Biofilter und Rieselbettreaktoren werden diesen Effekt wahrscheinlich noch verstärken.

*Arbeiten auf  
einem Biofilter  
bedingen höhere  
Expositionen*

Solchen arbeitshygienischen Relevanzen haben sich BARTH *et al.* (2002) angenommen, die die Freisetzung erhöhter Bioaerosolmengen simulierten, indem eine Person mit Hilfe einer Forke das Kompostbett eines Biofilters bearbeitete und umschichtete. Als Kontrolle wurden die Bioaerosolkonzentrationen vor dieser Tätigkeit protokolliert. Die Messungen in etwa 1,2 m über dem Biofilter ergaben, daß die Bakteriengehalte erwartungsgemäß von 18 KBE m<sup>-3</sup> vor der Bearbeitung auf 66 KBE m<sup>-3</sup> während des manuellen Bearbeitungsprozesses anstiegen. Diese Absolutwerte sind auffallend niedrig ausgefallen, wogegen bei JÄGER und ECKRICH (1997) in 0,7 m Höhe über dem Biofilter mit Kompostfüllung und ohne Abschirmung der Probenahmegeräte gegenüber atmosphärischen Störeinflüssen (JÄGER 2003) bis zu 15.000 KBE m<sup>-3</sup> gefunden wurden. Von diesen Daten ausgehend scheint eine solche starke Konzentrationsabnahme über eine Strecke von nur 0,5 m um etwa den Faktor 227 zunächst wenig wahrscheinlich zu sein. Werden jedoch die näheren Beprobungsumstände betrachtet, so wird bei BARTH *et al.* (2002) von hohen Niederschlägen, Temperaturen von -2°C und Winden von 20 Meilen pro Stunde (ca. 8,94 m sec<sup>-1</sup> = 32,2 km h<sup>-1</sup>), was Windstärke 5 nach Beaufort entspricht, während der Meßkampagne berichtet. Trotz der Konzentrationsunterschiede vor und nach Agitation auf dem Biofilter, dürften die Befunde ein Resultat der angetroffenen Umgebungsbedingungen sein und eher als natürliche atmosphärische Bakterienkonzentrationen zu werten sein, wie jene unter kühleren Wetterbedingungen auftreten können. So haben SHAFFER und LIGHTHART (1997) im Spätherbst in einem ländlichen Gebiet während des Tages 143 KBE m<sup>-3</sup> gefunden. Es erstaunt daher nicht, daß zusätzliche Niederschläge die Luftgehalte auf < 10<sup>2</sup> KBE m<sup>-3</sup> durch Partikeldeposition und feuchtebedingte Adsorptionskräfte minimiert haben dürften, was insgesamt zu einer geringeren mikrobiellen Freisetzung aus dem Biofiltersubstrat führt. Für die anderen Luftfaktoren wie Pilze und Endotoxine waren geringere Luftgehalte während der Agitation festzustellen gewesen, was den Beobachtungen bei den bakteriellen Ausbeuten widersprach. Doch wurden die angesprochenen Beprobungsumstände und darauf gegründete unterschiedliche Freisetzungsmechanismen der verschiedenen Partikelarten für die nicht ganz schlüssigen Befunde verantwortlich gemacht.

*Grad der  
Exposition ist  
von Meßum-  
ständen stark  
abhängig*

*Abwehrge-  
schwächte  
Personen sind  
höherem Risiko  
über dem  
Biofilter  
ausgesetzt*

Trotzdem resümierten BARTH *et al.* (2002), daß ein erhöhtes Expositionsrisiko für bakterielle Infektionen im Zuge der beschriebenen Tätigkeiten am Biofilter bestünde und insbesondere für immungeschwächte Personen auch der Einsatz von Atemschutzmasken bedacht werden sollte. Soll dieses Fazit auf die hier vorgestellten Untersuchungsbedingungen Anwendung finden, so ist eine Expositionsabschätzung anhand der über den Biofiltern und dem Rieselbettreaktor der Anlagen I, II und IV festgestellten Konzentrationen nicht möglich, da die Meßwerte unter gekapselten Probenahmebedingungen (Probenahmetonnen) ermittelt wurden, so daß oberhalb der Filterfläche im Mittel Größenordnungen von bis zu 135.000 KBE m<sup>-3</sup> in Anlage I, 658.000 KBE m<sup>-3</sup> in Anlage II und etwa 710.000 KBE m<sup>-3</sup> in Anlage IV erreicht wurden. Atmosphärische Ausdünnungsprozesse und zufällige, nicht vorhersehbare Umwelteinflüsse würden jedoch zu einem relativ niedrigeren Konzentrationsniveau bei nicht abgeschirmter Beprobung führen, was durch reingasströmungs- und windbedingte Fluktuationen der Luftgehalte einatembarer Partikel zusätzlich verkompliziert werden würde. Nicht umsonst können sich so gegenüber den Angaben von JÄGER und ECKRICH (1997) 9- bis 47-mal geringere Luftgehalte ergeben.

### 5.3.2 Naßabscheider

*Waschwasser als  
Staub- und  
Keimfänger*

Der Einsatz von biologischen Abluftreinigungsverfahren zielt in erster Linie auf eine effiziente Eliminierung von Geruchsstoffen und Gasen. Da die Stallabluft jedoch mit z.T. erheblichen Mengen an organischen Stäuben belastet ist, werden auch diese aus verfahrenstechnischen Gründen aus dem Luftstrom entfernt („Verstopfungsgefahr“) und verbleiben größtenteils in Abscheidern, wie den hier vorgestellten Naßabscheidern, in denen sinngemäß das Versprühen von i.d.R. zirkulierendem Waschwassers genutzt wird, um über einen „Wasservorhang“ die größtmögliche Deposition von Staubpartikeln, und damit zwangsläufig auch von Mikroorganismen, zu erreichen. Das auf die Weise mit biogenen und abiogenen Partikeln durchsetzte Waschwasser wird als Suspension in offenen Becken im Naßabscheider deponiert.

*Aquatische  
Umfelder mit  
Biofilmen, die...*

Aquatische, biofilmbildende Mikroorganismen sind wegen ihres natürlichen Vorkommens nicht nur in der Umwelt, sondern auch in wasserführenden Systemen weit verbreitet, wobei den Mikroorganismen eine Reihe von Überlebensstrategien zur Verfügung stehen, die es ihnen beispielsweise erlauben, in extrem oligotrophen oder auch von deutlichen Temperaturschwankungen begleiteten Umgebungen zu überleben (BOYLE *et al.* 1991). In solchen Wassersystemen angesiedelte Keime können die Wasserqualität nachhaltig beeinflussen. Im geringsten Fall sind organoleptisch wahrnehmbare Veränderungen wie Farbe, Geruch oder auch Geschmack wahrnehmbar. Bedeutender ist dagegen das Potential sich im Wasser ansiedelnder opportunistischer Krankheitserreger (MECKES 2001). Unter klinischen Gesichtspunkten werden diese wassergetragenen potentiellen Pathogene für insgesamt 10% aller nosokomialen Infektionen verantwortlich gemacht (BARBEAU *et al.* 1998). Die in Biofilmen aufgebaute Polymer-Matrix ist dabei ein sehr wirksamer Schutz gegen Biozide und Chemotherapeutika, warum beispielsweise unter klinischen Umgebungsbedingungen viele Infektionen persistierend sind (COSTERTON *et al.* 1999). Die Eigenschaft der Biofilme als Pathogenitätsfaktor gelten zu können, trägt mit dazu bei, daß Biofilme bei mindestens 65% aller bakteriellen Infektionen beim Menschen involviert sind (SGM 2002).

*...potentiell  
Pathogene  
beherbergen  
können*



*Satte Gehalte an Keimen im Waschwasser der Anlagen I-IV*

Die hohen Keimgehalte der allgemeinen kulturellen Bakterien- und Pilzuntersuchungen in den Waschwasserproben der Anlagen I bis IV weisen auf ein hohes Anreicherungs- und Überlebenspotential von Keimen im Waschwasser hin. Diese Beobachtung dehnt sich neben den Summenparametern (z.B. Gesamtkeime) über weite Strecken auch auf die Keimarten und -gattungen der spezifischen mikrobiologischen Waschwasseruntersuchungen aus (siehe Appendix G bis I). Mit spezifischen Keimgehalten von z.T. mehr als  $10^5$  KBE pro ml Waschwasser werden Akzente im Kontaminationsgrad solcher Prozeßwasser in biologischen Abluftreinigungsanlagen gesetzt. Aufgrund dieser nachgewiesenen Anreicherungsmöglichkeiten liegt es nahe, neben den Einwirkungsmöglichkeiten der von Biofilteroberflächen freigesetzten Bioaerosolen, insbesondere die arbeitshygienischen Expositionsgefahren gegenüber einzelnen Bakterien- und Pilzarten bzw. -gruppen im Naßabscheider zu benennen (z.B. bei Kontrollen, Wartungen oder Reinigungsarbeiten). In diesem Zusammenhang verdienen die Bioaerosolkonzentrationen im Naßabscheider der Anlage IV Erwähnung, wo für mesophile Gesamtkeime und Staphylokokken eine Mediankonzentration von  $1.856.034 \text{ KBE m}^{-3}$  bzw.  $1.144.475 \text{ KBE m}^{-3}$  während des Routinebetriebs der BioAbluftRA festzustellen war. Demgegenüber schenken HANEKE (2011) und HANEKE *et al.* (2011) ihre Aufmerksamkeit den Bioaerosolbelastungen während der Reinigungsarbeiten (Hochdruckreiniger) an Filterwänden mehrstufiger BioAbluftRA. So wurden bei dieser Tätigkeit Gesamtkeimzahlen zwischen  $10^4$  und  $10^6 \text{ KBE m}^{-3}$  erreicht, begleitet von Gehalten an Staphylokokken, Methicillin-resistenten *Staphylococcus aureus* (MRSA) und Streptokokken von bis zu  $10^5 \text{ KBE m}^{-3}$ ,  $10^4 \text{ KBE m}^{-3}$  bzw.  $10^4 \text{ KBE m}^{-3}$ .

*Naßabscheider mit hohen Bioaerosolgehalten*

*Zielsetzung der folgenden Gefährdungsbeurteilung*

Neben einer derartigen quantitativen Milieucharakterisierung, müssen für eine Gefahreneinschätzung notwendigerweise auch qualitative Merkmale von Mikroorganismen herangezogen werden. Zu diesem Zweck werden im folgenden neben Details wasserassoziierter Biotopmerkmale insbesondere die klinischen Steckbriefe der nachgewiesenen Mikroorganismen ausgeführt. Berücksichtigt bei der Beschreibung der Keimklassen werden auch diejenigen Mikroorganismen deren Befunderhebung sporadisch in Einzelproben erfolgte, aufgrund sehr kleiner Stichprobengröße nicht nachweisbar waren oder deren Existenz aus theoretischen Erwägungen nicht sicher ausgeschlossen werden konnte. Zur Abrundung der aeromikrobiologischen und hygienischen Zusammenhänge in BioAbluftRA werden zudem Argumente herangezogen, die Gleichnisse zu anderen wasseraerosolbelasteten und hygienisch bedeutsamen Umfeldern herstellen.

### 5.3.3 Allgemeine Mikrobiologie des Waschwassers

Ist das Wasser als Lebensfaktor in ausreichenden Mengen im Naßabscheider vorhanden, so hängt die Präsenz einer dortigen Mikroflora von weiteren Faktoren ab.

*Stallstaubbestandteile als Nährstofflieferant*

Stallstäube sind reich an für das mikrobielle Leben so wichtigen Elementen wie Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N). Als Kohlenstoffquelle können näherungsweise die sog. N-freien Extraktstoffe des Stallstaubes angeführt werden, die Polysaccharide (z.B. Glycogen, Stärke), lösliche Zucker (z.B. Glucose, Fructose) sowie lösliche Teile von z.B. Zellulose darstellen und mit einem Anteil von etwa 54% im Staub vertreten sein können (AENGST 1984). Wird ein nicht unerheblicher Teil des eingeschwemmten Stickstoffes von deponierten Ammoniak in Form von

Ammonium beherrscht, so beweisen die Analyseergebnisse von AARNINK *et al.* (1999), daß mit 67 g N pro kg aerogenem Schweinestallstaub und 169 g N pro kg luftgetragenen Staub aus einem Masthähnchenstall auch die partikulären Abluftfrachten ihren Beitrag am eutrophen Zustand des Waschwassers haben. Das selbe Autorenteam liefert mit Angaben über die Gehalte von Phosphor (P), Kalium (K), Natrium (Na) und Chlor (Cl) im Staub Quellen für weitere essentielle Mengenelemente, die für die mikrobielle Vermehrung notwendig sind. Darüber hinaus analysieren CAMBRA-LÓPEZ *et al.* (2011) Federn, Futtermittel, Fäzes, Haut, Einstreu (Holzspäne) und Außenluftpartikel in Hinblick auf die chemischen Elemente N, Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Fe, Ni, Cu, Zn, Ag, Pb, Sn, Cr, Ba und Au, um über deren relativen Konzentrationsverteilung zwischen den unterschiedlichen Materialien sowie mitsamt typischer quellbezogener Partikelgrößen ein Zielansprache der Staubherkünfte vornehmen zu können. Nichtsdestotrotz liefern derartige Erkenntnisse auch erweiterte Auskünfte für Stoffströme von chemischen Elementen in die BioAbluftRA, wo jene als essentielle Mikronährstoffe (z.B. Cu, Zn) für Mikroorganismen zur Verfügung stehen.

*Primärbelastung  
der Biofilter-  
materialien*

Sind die nutritiven Voraussetzungen prinzipiell geschaffen, so müssen bei der mikrobiellen Besiedlung des Waschwassers neben natürlichen Einträgen aus der Umwelt (atmosphärische Luft, Personenverkehr u.ä.), auch die Füllmaterialien der Biofilterbetten als Ausgangspunkt stetigen Keimfluxes in das Waschwasserreservoir in Betracht gezogen werden. In Anlage II und IV wurde Wurzelholz benutzt, das von sich aus schon nicht keimfrei ist. Untersuchungen am Wurzelholz der Anlage IV konnten mehr als  $10^8$  KBE an mesophilen Keimen pro Gramm Substrat ausfindig machen. Dies liegt im Falle von Wurzelholz durchaus in einer nicht ungewöhnlichen Größenordnung von etwa  $10^7$  KBE  $g^{-1}$  (SEIBT 1998) bis  $10^9$  KBE  $g^{-1}$  (HEROLD *et al.* 2002). Von den organischen Füllmaterialien in das Naßabscheiderreservoir abtropfende Waschwasseranteile im Zuge der Befeuchtungsmaßnahmen, spülen zwangsläufig auch Keime mit in das Waschwasser ein, ohne daß dies ursächlich auf eine erst später etablierten, während des Anlagenbetriebes prozeßbedingten Mikroflora zurückzuführen gewesen wäre.

*...und ihr  
Dotierungs-  
potential*

*Keimquellen aus  
dem Stall*

Da ein Großteil des Staubanfalles durch Futter und Einstreu bedingt ist, sind natürlich auch hier Keimquellen unausweichlich vorhanden. Müssen Futtermittel grundsätzlich einen für das Tier unbedenklichen Hygienestandard aufweisen (z. B. Milchaustauscher) und sind häufig von Futtermittel ausgehende Keimfreisetzungen allenfalls als Folge von mikrobiell bedingten Zersetzungsprozessen im Stall vorhandener Futtermittelreste anzusehen, so muß der Einstreu naturgemäß eine nicht unerhebliche Keimfülle unterstellt werden, die über die im Literaturteil genannten Pilzgehalte hinwegreicht. Aus eigenen Untersuchungen (nicht veröffentlicht) ist bekannt, daß pro Gramm unbenutzten Stroh 6,1 x  $10^6$  KBE an mesophilen Gesamtkeime auftreten können. Wird dies mit einer anderen häufiger verwendeten Einstreuart wie frischer Holzspäne verglichen, so finden sich hier nur etwa 1,2 x  $10^4$  KBE  $g^{-1}$ . Größenordnungsmäßig bestätigt werden diese Angaben durch die Untersuchungen von AKCAN (1998), der in Stroh hacksel durchschnittlich zwischen  $10^{7,15}$  KBE  $g^{-1}$  und  $10^{7,93}$  KBE  $g^{-1}$  und in Holzspäne aerobe Gesamtkeimzahlen von  $10^{4,01}$  KBE  $g^{-1}$  bis  $10^{4,04}$  KBE  $g^{-1}$  fand. Neben dieser quantitativen Betrachtungsweise verdienen auch Einflüsse verschiedener Einstreuarten auf die Keimzusammensetzung Beachtung. Dies ist umso wichtiger, je mehr auch Pathogene davon betroffen sind. Die Untersuchungen von VÖLKELE *et al.* (2011) zeigen nämlich, daß die Einstreuwahl in einem Jungmasthühnerstall die Auftretenshäufigkeit von Salmonellen beeinflußt.

*Frische Einstreu  
mit hoher mikro-  
bieller Beladung*

*Eintrom von  $10^8$   
KBE  $m^{-3}$  in die  
Bio.AbluftRA*

Die Besiedelung des Waschwassers ist hauptsächlich auf eine zu Betriebsbeginn zurückzuführende Dotierung des Waschwassers mit den aus dem Stall transportierten Bakterien, Pilze und Hefen zurückzuführen. Angesichts von bakteriellen Beladungen von bis zu  $10^8$  KBE pro g Staub AENGST (1984) und Luftgehalten von etwa  $10^5$  bis  $10^6$  KBE  $m^{-3}$  in Tierhaltungen der Schweine- und Hühnerproduktion (SEEDORF *et al.* 1998) verwundert dies nicht. Auch die hier gefundenen Spitzenkonzentrationen von fast  $10^8$  KBE  $m^{-3}$  der Anlage II führen im Zuge der Auswaschung im Naßabscheider zu einer massiven Kumulation von Keimen im Waschwasser.

*Tiere als Keim-  
emittenten*

Weitere ursächliche Quellen des mikrobiellen Eintrages sind bei den Tieren selbst zu suchen. Insgesamt läßt sich dies aus Situationen ableiten, in denen Futtermittel und Einstreu keine Rolle spielen und daher die Tiere selbst einen signifikanten Beitrag für die Aeromikrobiologie leisten wie beispielsweise in Brütereien. Hier konnten im Vergleich zur Tierhaltung moderate  $131.200$  KBE  $m^{-3}$  an mesophilen Bakterien maximal gemessen werden. Mit 56 detektierten Gattungen und Arten konnte zudem die Unerschöpflichkeit der mikrobiellen Diversität unter Beweis gestellt werden. Das ist umso erwähnenswerter, weil CHMIELOWIEC-KORZENIOWSKA *et al.* (2007) bakterielle Vertreter wie *Acinetobacter* spp., *Alcaligenes* spp. oder *Klebsiella* spp. in der Luft der Brüterei fanden und den Mikroorganismen allergene, immunotoxische wie auch infektiöse Potenz zuwiesen. Nicht nur das die besagten Bakterien u.a. auch hier im Waschwasser angetroffen wurden, sondern im Kapitel über die spezielle Mikrobiologie des Waschwassers ebenso die krankmachenden Eigenschaften der gefundenen Keime reflektiert werden.

*Mikroflora der  
Tiere - allgemein*

Im Gegensatz zu dem normalerweise keimfreien mittleren und unteren Teil des Atemtraktes, lassen sich auf der Haut und an Haaren üblicherweise *Staphylococcus epidermidis* und *Staphylococcus aureus* nachweisen, die durch physiologische Abschleiferungsprozesse der Haut in den luftgetragenen Zustand versetzt werden. Reich besiedelt ist auch der Oral- und Nasopharyngealbereich wie auch Vulva und Vagina mit  $\alpha$ - und  $\beta$ -hämolyisierenden Streptokokken, coliformen Keimen und *Proteus* spp., Korynebakterien oder auch Hefen wie *Candida albicans*. Sehr hohe Keimzahlen einer polybakteriellen Mischflora ( $> 100$  Arten, BAHADIR *et al.* 2000) sind jedoch im Intestinaltrakt zu finden, wo Fäkalstreptokokken (Enterokokken), Staphylokokken, *Escherichia coli*, *Klebsiella* spp., *Enterobacter* spp., *Pseudomonas* spp., *Proteus* spp. oder auch Laktobazillen zu finden sind (ROLLE u. MAYR 1984), die insgesamt zum großen Teil auch in den Waschwasserproben nachzuweisen waren (siehe Tab. 17). Neben diesen primär aeroben Bakterien überwiegen zahlenmäßig sog. *Bifidus*- und *Bacteroides*-Keime nebst Clostridien. Gerade Letztere sollten aufmerksam im Rahmen der Waschwasserökologie in Abluftreinigungsanlagen zukünftig beobachtet werden, da mit Einstellung der Tiere die Clostridiennachweisquote ansteigt (AKCAN 1998).

*...findet sich z.T.  
im Waschwasser*

*Fäzes als  
Keimquelle*

Um einen Eindruck von der Anzahl der in der Fäzes von Nutztieren vorkommenden Bakterien zu bekommen, können beim Schwein beispielhaft für *E. coli* und Enterokokken Mengen von  $10^{6,5}$  und  $10^{6,4}$  und beim Huhn von  $10^{6,6}$  und  $10^{7,5}$  an lebenden Zellen pro Gramm Fäzes angegeben werden (TODAR 2002). Bezogen auf die produzierte Menge an Fäzes pro 1.000 kg Lebendmasse, geben FLEMING und FRASER (2001) für Schweine, Puten und Enten mittlere Gehalte coliformer Bakterien von  $18 \times 10^{10}$  KBE,  $1,4 \times 10^{10}$  KBE und  $180 \times 10^{10}$  KBE an. Unabhängig von der Ausgangskonzentration des eingestreuten Materials (Holzspäne, Strohhacksel) vor der Tiereinstellung, steigen die Einstreuhalte am

<i>Dominanz fäkaler Mikroflora in der Einstreu</i>	Ende der Tierproduktionsphase auf knapp $10^{10}$ KBE g <sup>-1</sup> in beiderlei Einstreutypus an. Dies ist aufgrund der fäkalen Ausscheidungen zu erwarten gewesen und führt auch dazu, daß erst nach Aufstallung bestimmte, offensichtlich an das Keimspektrum des Kotes gebundene Mikroorganismen erstmalig in der Einstreu nachweisbar sind (AKCAN 1998). Vom qualitativen Standpunkt aus stimmen in vielen Fällen die mikrobiologischen Befunde in der Einstreu von AKCAN (1998) mit denen in den untersuchten Wasserproben überein. Dies betrifft die Genera <i>Acinetobacter</i> spp., <i>Alcaligenes</i> spp., <i>Bacillus</i> spp., <i>Enterobacteriaceae</i> , <i>Flavobacterium</i> spp., <i>Pseudomonadaceae</i> , <i>Staphylococcus</i> spp. und <i>Streptococcus</i> spp. Die Gram-positive Mikroflora wurde insgesamt als die Dominanteste herausgestellt, was in quantitativer Hinsicht mit der Beobachtung im Waschwasser übereinstimmt. Geprägt von koagulasenegativen Staphylokokken und $\alpha$ -hämolisierenden Streptokokken ähnelt das Waschwasser qualitativ der mikrobiologischen Zusammensetzung von fäkalverunreinigten und oft krankheitsauslösenden Badegewässern (Gastrointestinal-, Augen- und Hauterkrankungen), die zudem in ihren Sedimenten ungefähr zehnmal höhere Bakteriendichten aufweisen als im Wasser selbst (SEYFRIED <i>et al.</i> 1985), womit ein wichtiger Hinweis auch für die in Naßabscheidern anfallenden Feststoffsedimente gegeben ist, die u.U. resuspendiert größere mikrobielle Luftgehalte durch das versprühte Waschwasser bedingen könnten.
<i>Parallelen zwischen Fäkal- funden in der Einstreu und im Waschwasser</i>	
<i>Sedimente als Reservoir</i>	
<i>Einstreu mit hoher mikro- bieller Beladung</i>	Die mikrobiellen Zuwächse in der Einstreu vor und während der Belegung des Stalles mit Tieren sind von der Materialbeschaffenheit der Einstreu abhängig. Bei Verwendung von frischem, bereits natürlich vorbelasteten Strohhäcksel stieg der aerobe Gesamtkeimgehalt in einer experimentellen Broilermast zwischen dem 45- und 407-fachen Gehalt während der Stallbelegung an. Dagegen war ein Keimgehaltszuwachs von Faktor 208.930 bis 758.578 bei der Holzspäne zu beobachten gewesen (FRIES <i>et al.</i> 2005). Dürften vergleichbare Verhältnisse in den untersuchten Anlagen II und IV angetroffen worden sein (eingestreute Ställe), so entfällt in nicht eingestreuten, flüssigmistbasierten Ställen wie die der Anlagen I und III zumindest zu Beginn einer Mastperiode der Keimbeitrag an der Waschwasserdotierung durch die Einstreu. Interessant noch zu erwähnen ist der Umstand, daß sich die Menge und Diversität der angetroffenen Bakterien in Flüssigmist unter einem Belüftungsregime deutlich ändern kann. CHIKH <i>et al.</i> (1997) wiesen in einem Versuchstank, in dem dekantierte Schweinegülle belüftet wurde u.a. Bazillen, Pseudomonaden und Aeromonaden nach, was in dem Originalsubstrat nicht gelang. Da durch die Umwälzung des Prozeßwassers in den Naßabscheidern eine gewisse Oxygenierung anzunehmen ist und die genannten Keimklassen ebenfalls in den Naßabscheidern positiv beschrieben wurden, könnte dies auf eine durch derartige Umweltfaktoren begünstigte Reservoirbildung bestimmter Keime in den Naßabscheidern hinweisen.
<i>Oxygenierung als Keimselektor</i>	
<i>Mikroflora der Tiere – Vor- kommenshäufig- keit</i>	Da nach ROLLE und MAYR (1984) von einer weitgehenden Ähnlichkeit der Normalflora zwischen Mensch und Haustier auszugehen ist, lassen sich humanspezifische Häufigkeitsangaben über das Auftreten von Keimtypen auch für das Haustier annehmen. Für <i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Klebsiella</i> spp., <i>Enterobacter</i> spp., <i>Proteus mirabilis</i> oder <i>Pseudomonas aeruginosa</i> liegen demnach in gleicher Reihenfolge die maximalen relativen Häufigkeiten bei 50%, 100%, 100%, 80%, 80%, 55% bzw. 11% (TODAR 2002). Über die klassische Kultivierungsmethode hinaus, lassen sich aufgrund molekularbiologischer Untersuchungsmethoden phylogenetisch sogar weitaus mehr Bakteriengruppen bzw. -subgruppen im Intestinaltrakt voneinander unterscheiden (ZHU <i>et al.</i> 2002).



*Dominanz  
Gram-negativer  
Bakterien im  
Waschwasser*

Klar geworden sein dürfte, daß die Ausscheidungen der Tiere als eine nicht unbedeutende Quelle der im Waschwasser angetroffenen Mikroorganismen anzunehmen ist, ähnlich wie von jeher Fäkalverunreinigungen im Trinkwasser an das Freisein von Fäkalkeimen (z.B. *Escherichia coli*) gemessen werden. Wegen der dominierenden Häufigkeit fäkaler Gram-negativer Bakterien verwundert es nicht, daß von den insgesamt nachgewiesenen 33 Bakteriengattungen bzw. -arten im Waschwasser allein 27 der Gram-negativen Gruppe zuzuordnen waren. Obwohl quantitativ gesehen die Gram-positive Mikroflora größere Mengenanteile ausmachte, widerspricht dies nicht dem Hinweis von DEVINNY *et al.* (1999), daß Gram-negative Bakterien gegenüber Gram-positiven Keimen in Biofiltern ein schnelleres Wachstum aufweisen, viele kohlenstoffhaltige Substrate verwenden und sich schnell an eine Vielzahl von Umweltbedingungen anpassen können. Die herausgestellten Quellidentifikationen für Gram-negative Bakterien und die sich in biologischen Abluftreinigungsanlagen einstellenden Umweltbedingungen passen offensichtlich soweit zueinander, daß die Gram-negativen Bakterien auch außerhalb ihres natürlichen Wirtes ökologische Nischen besetzen können und daher das im Stall auftretende Ungleichgewicht zwischen den mehrheitlich vorkommenden Gram-positiven Bakterien nunmehr im Waschwasser weniger deutlich wird.

*Shift von Gram-  
positiv zu  
Gram-negativ im  
Waschwasser*

*Gehalte im  
Waschwasser von  
bis  $>10^7$  KBE  
pro ml*

Es läßt sich festhalten, daß aufgrund der enormen Mengen der vom Stall in die Abluftreinigungsanlage eingespeisten Mikroorganismen, diese offensichtlich ein hohes Kumulationsvermögen im Waschwasser besitzen, womit auch die quantitativen Dimensionen angesprochen werden sollen. Bereits SEEDORF und HARTUNG (1999) stellten in ersten orientierenden Messungen Gehalte von bis zu 843.000 KBE ml<sup>-1</sup> im Waschwasser fest. Doch die hier bis zu mittleren Gehalten von 21,3 x 10<sup>6</sup> KBE ml<sup>-1</sup> gefundenen mikrobiellen Waschwasserkontaminationen (siehe Tab. 13) zeigen das enorme Aufkonzentrierungsvermögen für Mikroorganismen im Prozeßwasser. Dabei handelt es sich durchaus nicht nur um einen Einzelfall, wie die Ergebnisse von HEROLD *et al.* (2002) zeigen. Die Autoren konnten sogar noch um Faktor 23 höhere Waschwassergehalte in ihrer Anlage finden.

*Waschwasser als  
Expositions-  
medium*

Die mikrobiellen Frachten des rezirkulierenden und in den Luftraum versprühten Waschwassers müssen damit zwangsläufig als potentiell Expositionsmedium für den Menschen angesehen werden. Daher wird nunmehr neben diesen für eine allgemeine hygienische Einschätzung herangezogenen Summenparametern eine Diskussion notwendig, die die mikrobiell spezifische Zusammensetzung des Prozeßwassers berücksichtigt und in ihrer medizinischen Bedeutung beleuchtet.

### 5.3.4 Spezielle Mikrobiologie des Waschwassers

*Portraitierung  
spezifischer  
Agentien*

Die folgenden Portraits von Bakterien, Endotoxinen und Pilzen verfolgen das Ziel, umfassend die Merkmale der vorgestellten Keime und ihrer Inhaltsstoffe aufzuzeigen. Zur Darstellung der medizinischen Bedeutung ausgewählter Mikroorganismen wird der besseren Übersicht halber abweichend zur Aufzählungsreihenfolge in Tabelle 17 eine Strukturierung in die mehrheitlich vorkommenden Gram-negativen Bakterien, gefolgt von den Gram-positiven Bakterien vorgenommen. Die Bakterienportraits haben dabei das Ziel, möglichst umfassend die Merkmale hinsichtlich gesundheitlicher Relevanz darzustellen. Zu diesem Zweck wird bewußt eine umfangreiche Literaturübersicht dargeboten.



### 5.3.4.1 Gram-negative Bakterien

*Betrachtung als  
Summen-  
parameter*

*Kranke Tiere  
mit erhöhter  
Ausscheidung  
vom Keimen*

Neben den spezifischen Bakterien fanden sich **Gram-negative Bakterien** als Summenparameter mit nicht näher biochemisch zu charakterisierenden Eigenschaften in den Waschwasserproben. Auch wenn sich hier nur schwer Ableitungen über deren Bedeutung machen lassen, hilft es, die Gram-negativen Bakterien zunächst als eine Populationsgruppe insgesamt zu betrachten und nach Veränderlichkeiten der Keimausscheidungs-dynamik zwischen gesunden und kranken Tieren zu suchen, aus der sich umständehalber unterschiedliche Dotierungspotentiale für die BioAbluftRA ergeben könnten. Obgleich Gram-negative Bakterien fester Bestandteil der Normalflora gesunder Tiere sind und sich daher auch aus deren Zusammensetzung große Teile der zu besprechenden Keimtypen ableiten lassen, so kann ein erkrankter Tierbestand außerdem als Multiplikator für Mikroorganismen wirken. Typische Krankheitsbilder wie die Coliruhr der Ferkel (ROLLE u. MAYR 1984) oder die Kolibazillose des Geflügels (GLISSON 1998, PEIGHAMBARI *et al.* 2000) lassen vermuten, daß es zu erhöhten Ausscheidungs-raten entsprechender Keime über die Fäzes kommt. Die Allgemeingültigkeit dieser Hypothese wird durch die Ausführungen bei ZUCKER und MÜLLER (1998) gestützt. Mikroflora- und Endotoxinuntersuchungen in Kuh- und Kälberställen konnten nämlich zeigen, daß in einem Stall mit durchfallerkrankten Tieren deutlich höhere Luftgehalte an Gram-negativen Bakterien und Endotoxinen gegenüber klinisch gesunden Tierbeständen auftraten.

*Veränderung der  
Mikroflora auf  
Schleimhäuten  
bei Erkrankung*

Bezogen auf den oberen, nasalen Bereich des Atemtraktes sind in klinisch gesunden Tieren Gram-negative und Gram-positive Bakterien festzustellen (AJUWAPE u. AREGBESOLA 2002), die aber in erkrankten Individuen einen deutlichen Wechsel in Richtung Gram-negativer Mikroflora erfahren können (SILVANOSE *et al.* 2001) und sich auf die Zusammensetzung des Sputums auswirkt. Ausscheidungen entsprechend kontaminierten Kotes oder Sputums führen zu einer Anreicherung in der Stallumwelt, was u.U. ausreicht, um über die Inhalation von Fäzes-assoziierten (oder auch Sputum-assoziierten) Erregern im Stallstaub, die Infektionsroute im Tierbestand aufrechtzuerhalten. Dabei wird die Manifestation hoch keimbesiedelter Schleimhäute nicht zuletzt durch prädisponierende Faktoren im Stall, wie z. B. Ammoniak- und Staubexpositionen, begünstigt (DHO-MOULIN u. FAIRBROTHER 1999). Nicht immer muß es sich dabei um apparente Erkrankungen handeln, da vermutlich ebenfalls subklinische Erscheinungsformen gegenüber einem klinisch gesunden Tierbestand die skizzierten quantitativen und qualitativen Auswirkungen verursachen können. Unterschiede in der Merkmalsausprägung der Waschwasserökologie zwischen gesunden und erkrankten Tierbeständen können daher nicht sicher ausgeschlossen werden.

*...und denkbare  
Auswirkung  
auf die Wasch-  
wasserökologie*

Im folgenden werden nun die einzelnen nachgewiesenen Keimtypen charakterisiert. Dies ist auch deswegen angeraten, weil sich unter den Gram-negativen Bakterien wichtige Pneumonieerreger befinden, auch wenn diese zumeist widerstandsgeschwächte Personen, ältere Menschen oder hospitalisierte Patienten infizieren (KARNAD *et al.* 1985). Nicht unerwähnt bleiben sollte auch die Eigenschaft zahlreicher Gram-negativer Keime, besonders aus der Familie der *Enterobacteriaceae*, als sog. ESBL (*extended-spectrum  $\beta$ -lactamase*) -Träger zu fungieren, womit eine auf Plasmiden lokalisierte Multiresistenz gegenüber  $\beta$ -Lactam-Antibiotika (Penicilline, Cephalosporine) begründet ist und darüber hinaus auch andere Antibiotikaklassen wie z.B. Aminoglykoside oder Tetrazykline betreffen kann. Das Spektrum möglicher ESBL-positiver Bakterien umfaßt *Escherichia coli*, *Klebsiella* spp., *Citrobacter*

spp., *Enterobacter* spp., *Serratia* spp., *Morganella* spp., *Proteus* spp., *Pseudomonas* spp., *Acinetobacter* spp., *Salmonella* spp. und *Shigella* spp. (RAHAL 2000, WIEGAND *et al.* 2007, VAN HOEK *et al.* 2011).

*Hospitalismus-  
keim mit ausge-  
prägten Resis-  
tenzeigenschaften*

***Acinetobacter* spp.** Diese unbeweglichen Gram-negativen und nicht fermentierenden Stäbchen kommen ubiquitär und auf den Schleimhäuten von Mensch und Tier vor und weisen eine hohe Resistenz gegenüber äußeren Einflüssen auf, warum diese auch als Hospitalismuskeime eine epidemiologische Rolle spielen können. Im Allgemeinen kann diese Keimgattung als fakultativ pathogener Erreger Atemwegs- und Harnwegsinfektionen wie auch eine Sepsis verursachen. Humanmedizinisch von Belang ist *Acinetobacter baumannii* (PELEG *et al.* 2008, VOGT *et al.* 1999), für den (= *Acinetobacter anitrus*, entspricht *Acinetobacter baumannii*) auch eine aerogene Infektionsausbreitung beschrieben ist (ALLEN u. GREEN 1987) und sich durch beachtliche Multiresistenzen gegenüber Antibiotika auszeichnet (GORDON u. WAREHAM 2010, MARAGAKIS u. PERL 2008).

*Umweltkeim mit  
Tendenz zu  
eutrophen  
Bedingungen*

***Aeromonas* spp.** Aeromonasarten sind Gram-negative, bewegliche Stäbchen mit einer einzigen polaren Geißel und leben vornehmlich im Oberflächenwasser, kommen aber auch im Boden und Abwasser vor und korrelieren zahlenmäßig mit dem Wassergehalt an organischer Substanz, so daß eine Reduktion Derselbigen die Wachstumsbedingungen verschlechtert. Hierzu passen auch die Ausführungen von BERNOTH (1990), der hohe sommerliche Aeromonadendichten während niedriger Sauerstoffgehalte sowie hohem Gesamtphosphor- und Chlorophyllaufkommen zitiert oder die Beobachtungen von POFFÉ und OP DE BEECK (1991), die eine intensive Nährstoffbelastung im Wasser für ein erhöhtes Aufkommen von Aeromonaden verantwortlich machen. Alles zusammengenommen mag hier ein Grund zu sehen sein, warum in dem Biowäscher der Anlage III zu keinem Zeitpunkt Aeromonaden gefunden werden konnten, da hier ein visuell nahezu partikelfreies und damit vermutlich organisch verarmtes Prozesswasser vorlag.

*Anwesenheit in  
fäkalen  
Umgebung und  
in Sedimenten*

Interessant sind weitere Fakten zur Biologie des Erregers, der gegenüber NaCl tolerant ist. Daher lassen sich Aeromonaden als Fäkalindikatoren auch in belasteten Küstengewässern auffinden (DUMONTET *et al.* 2000) und überleben innerhalb eines Temperaturbereiches von 4°C bis etwa 45°C. Die pH-Bedürfnisse der Aeromonaden erstrecken sich von 5,5 bis 9,0 (GONÇALVES *et al.* 1992, IRVING *et al.* 1997a, KHANDORI u. FAINSTEIN 1988). Auf dieser Basis und unter der Annahme einer generellen Salztoleranz (z.B. gegenüber Ammoniumsalze) erweist sich das Waschwasser durchaus als ein für Aeromonaden adäquates Habitat, was durch den Nachweis im Prozeßwasser der Anlagen I, II und IV Bestätigung fand. Konzentrationen von z.T. mehr als  $10^5$  KBE ml<sup>-1</sup> im Waschwasser lassen Vergleiche mit Gehalten in kommunalen Abwässern zu. Die Nachhaltigkeit einer fortbestehenden Aeromonadenanwesenheit wird zudem über die Überlebensfähigkeit dieser Bakterien in Sedimenten bzw. Schlämmen begründbar. Selbst nach dreimonatiger anaerober Fermentation von Klärschlamm konnten immer noch  $10^6$  KBE pro g Trockensubstanz nachgewiesen werden (POFFÉ u. OP DE BEECK 1991). Vergleichbare Schlußfolgerungen für Sedimente in Naßabscheidern scheinen zulässig zu sein, gerade auch unter der Maßgabe, daß nach HAHNE (2009) die abgeschiedenen Staubmassen zu 63% kaum löslich sind und daher als mikrobielles Anreicherungsmedium in Frage kommen.

*Auslöser von  
Diarrhoe*

Von den drei bekannten Aeromonas-Arten kann nicht nur *Aeromonas hydrophila* Diarrhoe verursachen, was durch die Wirkung eines Enterotoxins zurückzuführen

ist (HAHN u. LIESENFELD 1999, ROLLE u. MAYR 1984), sondern auch *Aeromonaden* insgesamt (WADSTRÖM u. LJUNGH 1991). Nicht enterotoxisch aber mit Hämolysinen und Proteasen ausgerüstete *Aeromonas hydrophila* konnten eine Infektion mit hoher Mortalität in einer Kaninchenfarm auslösen. Dabei waren die *Aeromonaden* in zahlreichen Organen zu isolieren, die ihren Ausgang von mit  $9 \times 10^5$  KBE ml<sup>-1</sup> kontaminierten Tränkwasser nahmen (PANIAGUA *et al.* 1998). BERNOTH (1990) sieht die Hauptgefahr im Umgang mit *Aeromonaden*-behafteten Wasser bei Hautverletzungen und beim Verzehr von rohen Fisch und Fischprodukten wie auch Austern. Klar ist jedoch auch, daß traumatisch bedingte Expositionen gegenüber mikrobiell kontaminiertem Wasser oder Boden Infektionen der Haut und des Weichgewebes verursachen können, die neben den gastrointestinalen Infektionen am zweithäufigsten sind (KHARDORI u. FAINSTEIN 1988).

#### *Aspirations- pneumonie*

Nur wenige Fallbeispiele berichten über lokale (z.B. Wundinfektionen) oder systemische Wirkung (z.B. Bakteriämie) von *Aeromonas*-Infektionen, die zudem weniger den Respirationstrakt betreffen, es sei denn, entsprechend bakterienhaltiges Wasser wurde aspiriert (BADDOUR u. BASELSKI 1988) oder versuchsbedingt intramuskulär inokuliert, wobei die Lunge eines der affektierten Organe war (BRENDEN u. HUIZINGA 1986). Neben immunsupprimierten und damit eher für (nosokomiale) Infektionen empfängliche Personen, gibt es aber auch jüngere Fallberichte in denen klinisch gesunde Personen Pneumonien und Abszessbildung durch *Aeromonaden* erlitten. Allerdings ist die Aufklärung über den Infektionsweg nicht immer klar, obgleich Aspirationsursachen ausgeschlossen werden konnten (HUR *et al.* 1995). Anhaltspunkte über den Ausgangspunkt der Infektionshaftung lassen sich bei GONÇALVES *et al.* (1992) finden, die das Schwimmen in kontaminierten Seewasser als Ursache des beschriebenen Krankheitsfalles sahen. Aus der Mitteilung ist nicht ersichtlich, ob auch hier aspiratorische Vorgänge als die eigentliche Ursache anzusehen waren oder oberflächennahe Aerosole, mit *Aeromonaden* kontaminiert, inhalativ gewirkt haben.

#### *Vorkommen von pathogenen Stämmen möglich*

***Alcaligenes* spp.** Diese Gattung wird zusammen mit *Bordetellen* in die Familie der *Alcaligenaceae* zusammengefaßt und läßt sich als Gram-negative Stäbchen darstellen, die peritrich begeißelt sind. Sie sind strikt aerob und sowohl Oxidase- als auch Katalase-positiv. Generell werden drei Arten unterschieden: *Alcaligenes faecalis*, *Alcaligenes xylosoxidans*, *Alcaligenes piechaudii*. Der bekannteste Vertreter *Alcaligenes faecalis* kommt ubiquitär im Boden und gerade auch im Wasser vor. Da diese Art keine Virulenzfaktoren besitzt, wird von einem apathogenen Erscheinungsbild ausgegangen (MICROBIONET 2002). Dies scheint allerdings nur bedingt richtig zu sein, da BERKHOFF *et al.* (1984) in 75% der untersuchten und an respiratorischen Erkrankungen leidenden Masthähnchenbestände *Alcaligenes faecalis* fanden, aber nur in 29% der Bestände, die keine derartigen Gesundheitsprobleme aufwiesen. In Puten wurden auch strikt pathogene Isolate von *Alcaligenes faecalis* festgestellt, die einen cytotoxischen Effekt auf Trachealringe ausübten, nicht aber auf denen von Säugetieren (MARSHALL *et al.* 1985). Wegen ihrer Verwandtschaft zu *Bordetellen* und wegen des Auftretens artspezifischer Stammunterschiede sehen BIZET und BIZET (1997) Geflügelerkrankungen mit *Alcaligenes faecalis* eher als Folge einer Infektion mit *Bordetella avium*, welches auch als äquivalenter Keim zu *Alcaligenes faecalis* Typ II angesehen wird. Der Grund hierfür sind Zitate über vergebliche Infektionsversuche am Geflügel. Das heißt nicht, daß *Alcaligenes faecalis* unter bestimmten individuellen und umgebungsbedingten Verhältnissen nicht doch als opportunistisch wirkender Infektionserreger wirken könnte, wie es Isolate nach Otitiden oder Harnwegsinfektionen nahelegen (BIZET u. BIZET 1997).

#### *Erkrankung beim Mastgeflügel*

Bestandteil der  
Mikroflora im  
Darm

**Citrobacter spp.** Zur Gruppe der Enterobakterien gehörende Gram-negative bewegliche Stäbchen, die insbesondere bei abwehrgeschwächten Individuen fakultativ pathogen sein können (Diarrhoe), ansonsten aber als Passanten des Intestinaltraktes von Tier und Mensch gelten können, wie dies auch für **Citrobacter freundii** zutrifft. Diese Bakteriengattung kommt auch in der freien Natur vor und ist dort in Boden und Wasser anzutreffen (ROLLE u. MAYR 1984). Als fakultativer Durchfallerreger ist auch die Besiedlung und das Wachstumsvermögen in Wasserleitungen zu berücksichtigen, da dies von den Materialeigenschaften deutlich abhängen kann. So wurden wochenlang uneingeschränkte Vermehrungen auf Gummi und nur über wenige Tage nachweisbare Keimzahlen auf Kupfer gefunden. Andere Materialien wie Glas, Edelstahl und Kunststoffe nahmen hierbei eine Interimstellung ein (SCHOENEN u. SCHLÖMER 1989).

Diarrhoe-  
Erreger

Ubiquitäres  
Vorkommen

**Corynebacterium spp.** Diese Bakteriengruppe ist in der Natur ubiquitär verbreitet, so daß positive Funde im Erdboden, auf Pflanzen, im Wasser, auf der Haut und Schleimhäuten von Tieren und in der Luft gelingen (LIPSKY *et al.* 1982, ROLLE u. MAYR 1984). Ein bekannter Vertreter dieser Gattung ist *Corynebacterium pseudotuberculosis*, welcher hauptsächlich durch oberflächliche Wunden eine Infektion verursacht aber auch gelegentlich aerogen infizierend wirken soll und dann vornehmlich die Lungenlymphknoten pathologisch verändert. Der luftgetragene Weg ist schon länger für *Corynebacterium equi* (syn. *Rhodococcus equi*) bekannt. Sowohl durch Tierausschluss bedingte Bodenkontaminationen als auch von Tieren nicht benutzte Erdfächen erlauben gleichermaßen eine Erregerisolierung aus dem Boden. Aus diesem Umfeld heraus wurden daher bei Mensch und Tier Infektionen über die respiratorische Route vermutet (LIPSKY *et al.* 1982, SMITH u. ROBINSON 1981). Der bekannteste humanmedizinisch relevante Vertreter dieser Gattung ist *Corynebacterium diphtheriae*, welcher den Atemtrakt infiziert und über Tröpfchen übertragen wird (HAHN u. THILO 1999, ROLLE u. MAYR 1984).

Aerogene  
Infektion bei  
einigen Arten  
bekannt

Abgrenzung zu  
Coryneformen

Andere als *Corynebacterium diphtheriae* werden gesamthaft als **coryneforme Bakterien** bezeichnet. Diese traten im Waschwasser auf, wurden aber nicht näher spezifiziert. Insgesamt muß in zukünftigen Untersuchungen eine gezielte Differenzierung dieser Bakteriengattung erfolgen, um eine Einschätzung über Art und Umfang im Waschwasser zu erlangen. Nicht zuletzt auch, weil coryneforme Bakterien zunehmend als opportunistische Krankheitserreger an Bedeutung gewinnen (HAHN u. THILO 1999).

Vergleichbar in  
den Wirkungen  
mit Citrobacter

**Enterobacter spp.** Arten dieser Gattung sind mit Klebsiellen und Serratien nahe verwandt (sog. KES-Gruppe). Durch ihre Begeißelung sind diese Gram-negativen Bakterien beweglich. Hinsichtlich ihres Grades an Pathogenität reihen sie sich bei den Citrobacter-Arten mit ein, wodurch sporadische Diarrhoe-Fälle in Erscheinung treten können (HAHN u. BOCKEMÜHL 1999, ROLLE u. MAYR 1984). Nach RUSIN *et al.* (1997) finden sich Enterobakterien in Wasser, Böden, Pflanzen, Nahrungsmitteln und als Kommensalen in Tieren.

Bestandteil  
residenter Darm-  
Mikroflora

**Escherichia spp.** Ebenfalls den Enterobakterien zuzuordnende Gram-negative und begeißelte Bakteriengattung. Bekanntester Vertreter dieser Gattung ist **Escherichia coli** (*E.coli*), das als Stäbchen zwischen 2-6 µm lang und 1-1,5 µm breit sein kann. Die fakultativ pathogenen Stämme von *Escherichia coli* sind Bestandteil der physiologischen Darmflora (Dickdarm) und kommen in Keimzahlen zwischen  $> 10^4$  g und  $< 10^9$  pro g Darminhalt bei Tier und Mensch vor (ROLLE u. MAYR 1984). Klinische Bedeutung beim Menschen haben



<i>Virulente Stämme</i>	hauptsächlich Harnwegsinfektionen und Sepsen. Spezifische Pathogenitätsfaktoren lassen im übrigen humanrelevante Stämme sodann obligat pathogen in Erscheinung treten (z.B. bei enteropathogenen <i>E. coli</i> des Säuglings, EPEC; enterohämorrhagische <i>E. coli</i> , EHEC; HAHN u. BOCKEMÜHL 1999). Auch wenn üblicherweise Vertreter der Art EHEC mit Wiederkäuern als Reservoir und damit mit lebensmittelgetragenen Kontaminationen in Verbindung gebracht werden, gibt es trotzdem ein erstaunliches Potential an wassergetragenen Transmissionswegen für die Verbreitung von EHEC. Klar ist hier, dass entsprechende Wasserkörper vorab durch fäkale Verunreinigungen zu EHEC-Trägern werden (MUNIESA <i>et al.</i> 2006).
<i>...mit Einträgen in Waschwasser denkbar</i>	
<i>Diarrhoe-Auslöser bei Tieren</i>	Bei den Haussäugetieren sind es vornehmlich Darmerkrankungen, wie z.B. die <i>E.coli</i> -Diarrhoe der Ferkel, die jedoch ebenfalls an das Vorhandensein bestimmter Pathogenitätsfaktoren, wie z.B. Kolonisationsfaktoren und Enterotoxine, gebunden ist. Durch den zellulären Zerfall von Coli-Keimen werden zudem Endotoxine freigesetzt, die schockauslösend wirken (BOLLWAHN 1992).
<i>Inhalationsroute eher unwahrscheinlich</i>	Pneumonien sind in aller Regel nur dann zu erwarten, wenn <i>Escherichia coli</i> aus dem Darm in den Atemtrakt gelangt (hämatogene Streuung). Allerdings ist beim Geflügel auch die Inhalationsroute bekannt, wenn ursprünglich aus dem Darm ausgeschiedene <i>E. coli</i> über luftgetragenen Staub in den Respirationstrakt eindringen (DHO-MOULIN u. FAIRBROTHER 1999).
<i>Wasserbürtige Gastroenteritis</i>	Der Nachweis dieses Enterobakteriums im Trinkwasser gilt als Hinweis auf fäkale Verunreinigung (mikrobiologischer Parameter der bundesdeutschen TRINKWASSERVERORDNUNG 2001). Es erstaunt daher nicht, daß das Risiko einer Gastroenteritis positiv mit dem Gehalt an coliformen Keimen und <i>E. coli</i> gekoppelt ist, auch dann, wenn Schwimmer sich in fäkalverunreinigten Gewässern bewegen. In diesem Fall betrugen die mittleren Konzentrationen an <i>E. coli</i> 54 bis 1.200 KBE pro 100 ml Wasser (MEDEMA <i>et al.</i> 1997). Werden diese Angaben mit den Waschwassergehalten des gleichnamigen Bakteriums verglichen, so konnten um mindestens den Faktor 8 höhere Konzentrationen im Prozeßwasser der untersuchten Anlagen festgestellt werden. Fehlen Hinweise auf fäkale Verunreinigungen, sollte auch die Möglichkeit der Besiedlung des Wassers durch Vermehrung auf Werkstoffen des Wasserleitungssystem berücksichtigt werden, wobei deutliche Besiedlungsunterschiede zwischen den benutzten Materialien auftreten (SCHOENEN u. SCHLÖMER 1989). Neben der über das Lüftungssystem des Stalles depositionsverursachten Anreicherung von Fäkalkeimen im Waschwasser sollte auch an diesen Aspekt gedacht werden, falls bei vermeintlich niedrigen Konzentration von Fäkalkeimen im Waschwasser dennoch hohe Luftgehalte bei arbeitshygienischen Überwachungsprozeduren festgestellt werden.
<i>Vermehrung auf Materialien als Ausgang von Freisetzung</i>	
<i>Opportunistisch pathogen</i>	<b>Flavobacterium spp.</b> Vertreter dieser Gruppe wurden in Form von <b>Flavobacterium odoratum</b> nur in Anlage I gefunden. Die Gattungsarten weisen eine gelbe Pigmentierung auf und sind nicht beweglich bei einem strikt aeroben Stoffwechsel, warum der Test auf Oxidase positiv verläuft. Neben ihrer weiten Verbreitung in der Natur (Boden, Pflanzen, Wasser; RUSIN <i>et al.</i> 1997), können sie den oberen respiratorischen Trakt, den Magendarmapparat und auch den Urogenitalbereich kolonisieren (ANDREONI 1986, YAGCI <i>et al.</i> 2000). Infolge von Weichteil- und Harnapparatinfektionen konnte HOLMES <i>et al.</i> (1979) Belege für eine opportunistische pathogene Bedeutung von <i>Flavobacterium odoratum</i> liefern. Zeitgleich berichtete DU MOULIN (1979) von Flavobakterien, die die Atemwege von Patienten in einer Intensivstation infizierten und deren Herkunft im



*Luftbefeuchter  
als Ursache  
klinischer  
Symptome*

Trinkwassersystem des Hospitals zu suchen waren. Interessanterweise wurden die Flavobakterien in den Trinkwasserreservoirs, die der Versorgung der Kommune dienten, ebenfalls nachgewiesen, was nicht zuletzt auf den aquatischen Charakter dieser Keimklasse hinweist. Von Luftbefeuchter-assoziierten Erkrankungen, die mit zwei unidentifizierten Arten von *Flavobacterium* spp. bzw. mit deren Endotoxinen in Verbindungen gebracht worden sind, berichten RYLANDER *et al.* (1978), die das Einatmen von kontaminierten Wassertropfen für Husten, Kopfschmerzen, Diarrhoe und Fieber bei dem betroffenen Personenkreis verantwortlich machten. Andere Erkrankungsformen wie nekrotisierende Fasciitis, Cellulitis oder Bakteriämie konnten in Einzelfällen außerdem protokolliert werden und müssen eher als spontane Begleiterscheinung dominanter Primärerkrankungen angesehen werden (BACHMAN *et al.* 1996, HSUEH *et al.* 1995).

*Weite  
Verbreitung in  
Umwelt und im  
Organismus*

***Klebsiella* spp.** Diese Bakterien aus der Gruppe der Enterobakterien sind gleichwohl Gram-negativ, tragen jedoch keine Geißeln und sind daher unbeweglich. Klebsiellen kommen im Boden, auf Pflanzen und im Wasser vor und können hier wie auch im Kot und Dung monatelang überleben. Klebsiellen besiedeln als Kommensalen die Schleimhäute von Verdauungs- und Atemtrakt. Bei 30% der gesunden Bevölkerung sind sie innerhalb dieser Organsysteme zu finden (HAHN u. BOCKEMÜHL 2005).

*Klebsiellen-  
Pneumonie*

Bedeutsam ist das in Anlage IV nachgewiesene Bakterium ***Klebsiella pneumoniae*** dann, wenn dieser Erreger von außen in den Atemtrakt eingebracht wird, z.B. bei kontaminierten Luftbefeuchter raumlufttechnischer Anlagen. Es kann so eine Klebsiellen-Pneumonie entstehen, deren Manifestation besonders bei resistenzgeschwächten Personen auftreten kann (HAHN u. BOCKEMÜHL 1999, ROLLE u. MAYR 1984). Eine extreme Resistenzschwäche haben BROUG-HOLUB *et al.* (1997) in einem Tiermodells provoziert, indem sie Alveolarmakrophagen-depletierte Mäuse mit nur 100 KBE *Klebsiella pneumoniae* infizierten und das Autorenteam anschließend im Vergleich zur Kontrollgruppe eine bis zu 27-fache Erregerzunahme in der Lunge bei einer Mortalitätsrate von 100% beobachteten. Alle Tiere der Kontrollgruppe überlebten jedoch. Sicher sind immunologische Resistenzschwächen in ihren Ausmaßen nuanciert und nur in seltenen Fällen so extrem zu Tage tretend wie in dem geschilderten Bericht, doch zeigt das Tiermodell stellvertretend auch für andere Mikroorganismen entsprechende Anknüpfungspunkte, wie sich die Erregerwelt auf eine nachteilige Kondition des Wirtes auswirken kann. Hierbei sind grundsätzlich auch Virulenzdifferenzen zwischen Bakterienarten und ein unterschiedliches Abwehrmuster innerhalb der Immunzelltypen zu berücksichtigen (z.B. CHEUNG *et al.* 2000).

*Ausgewogenheit  
von Körper-  
abwehrpotenz  
und Erreger-  
virulenz  
bestimmt  
Ausgang*

*Umweltisolate  
weisen Viru-  
lenzen auf wie  
die der klini-  
schen Proben*

Angeklungen ist bereits, daß bei Infektionen die Virulenzfaktoren der Erreger eine entscheidende Rolle spielen. Umso interessanter ist es, wenn PODSCHUN *et al.* (2001) in 53% aller untersuchten Oberflächenwasserproben (Flüsse, Seen, Ostsee) *Klebsiella pneumoniae* nachweisen konnten, die in ihrer Virulenz nicht denen nachstanden, die aus klinischen Probenmaterialien isoliert werden konnten. Einwände, daß Habitatunterschiede ebenfalls automatisch Variabilitäten in der Virulenz des Keims bedingen (z.B. verschiedene Stämme), können nicht in jedem Fall aufrechterhalten werden, warum auch die mikrobiologische Waschwasserkontamination *in puncto* Gefährdungspotential eingehender evaluiert werden muß.

Bedingungen der Exposition variieren	Im Fall von <i>Klebsiella pneumoniae</i> hat es nicht an experimentellen Aerosolexpositionen gefehlt, um 1.) anhand variierender Luftfeuchtigkeiten die größte Überlebensfähigkeit, und damit Infektiosität, im luftgetragenen Zustand festzustellen und 2.) Auswirkungen von stammbedingten Virulenzunterschieden nach aerogener Infektionshaftung zu überprüfen.
Überleben in der Luft	Ganz klar wurde von BOLISTER <i>et al.</i> (1992) gezeigt, daß die minimalste Lebensfähigkeit bei 80% und die größte Tenazität bei 40% relative Luftfeuchtigkeit war. Für die Feuchteverhältnisse im Naßabscheider von etwa 100% würden danach hohe Keimsterblichkeiten und somit geringe Infektionswahrscheinlichkeiten angenommen werden dürfen, wenn der Absterbetrend jenseits der 80% anhält. Beim genaueren Hinsehen jedoch zeigt sich, daß immer noch die Hälfte der ursprünglich vorhandenen Luftkeime nach etwa 4 min lebensfähig (Halbwertszeit) in der Luft vorhanden waren. Angesichts der kleinräumigen Verhältnisse in den hier untersuchten Naßabscheiderabteilen der biologischen Abluftreinigungsanlagen werden nur Bruchteile der genannten Halbwertszeit zwischen Freisetzung und Einatmung der Klebsiellen ausgeschöpft, so daß deutlich mehr potentiell infektiöse Dosen den Atemtrakt erreichen können als dies zunächst über die Absterbekinetik hätte angenommen werden müssen.
BioAbluftRA begünstigt Expositionssituation	
Nur virulente Stämme vermehren sich in der Lunge	Im zweiten genannten Punkt konnten nur bei den virulenten <i>Klebsiella</i> -Stämmen Vermehrungen in der Lunge beobachtet werden, nicht jedoch bei den Stämmen ohne Virulenzfaktoren. Damit würde sich auch das Risikopotential der waschwasserständigen Klebsiellen erhöhen, wenn denn diese den aquatischen Klebsiellen mit klinisch relevanten Virulenzfaktoren zugeordnet werden (s.o.). Die hier theoretisch begründete inhalatorische Verfügbarkeit virulenter Klebsiellen in Naßabscheidern, scheint insgesamt nicht gänzlich von der Hand zu weisen zu sein.
Materialeigenschaften wirken beeinflussend auf Präsenz	Nach Untersuchungen von SCHOENEN und SCHLÖMER (1989) nehmen die Materialeigenschaften einen Einfluß auf das Wachstum von <i>Klebsiella pneumoniae</i> in wasserführenden Schlauch- und Rohrsystemen. Konnte in Gummischläuchen ein ungebremses Wachstum über die gesamte Versuchsdauer nachgewiesen werden, so war <i>Klebsiella pneumoniae</i> auf Oberflächen aus Glas, Edelstahl, Kunststoff, Silikon und Kupfer nur über insgesamt 3 von maximal 7 Wochen Beobachtungszeitraum nachweisbar, was auf eine gegenüber dem Gummi verminderte Nährstoffverfügbarkeit durch das Material hinwies.
Artunterschiede im fäkalen Auftreten	In Anlage IV wurde im Waschwasser einmalig, jedoch mit hochgradigem Gehalt, fakultativ anaerob wachsende <b><i>Klebsiella terrigena</i></b> nachgewiesen. Auch diese Klebsiellenart kommt im Erdboden und Wasser natürlicherweise vor und wurde hier erstmals gefunden und spezifiziert (IZARD <i>et al.</i> 1981). Verglichen mit dem 10- bis 35%-igen Auftreten von <i>Klebsiella pneumoniae</i> in menschlicher Fäzes, konnte <i>Klebsiella terrigena</i> jedoch nur in 0,9% der untersuchten Probanden gefunden werden (PODSCHUN 1991), was angesichts der Häufigkeit von 40 bis 80% fäkaler Klebsiellen insgesamt (TODAR 2002) einen verschwindend geringen Teil darstellt. Ganz vereinzelt wurde <i>Klebsiella terrigena</i> auch aus Proben von Atemtraktssekreten isoliert. Inwiefern der besagte Keim eine pathologische Bedeutung hat bleibt unklar, da er nicht als monokausal verantwortliches Agens isoliert werden konnte, sondern immer mit anderen Begleitkeimen zu bestimmen war. Auf der anderen Seite wurden Schwierigkeiten bei der unmißverständlichen Interpretation biochemischer Differenzierungsergebnisse angeführt, da Kreuzreaktionen mit <i>Klebsiella pneumoniae</i> auftreten können (PODSCHUN 1991). Dies würde die Vermutung nahe legen, daß
Beteiligung an Erkrankungen nicht klar	

unter den genannten Umständen dem Bakterium *Klebsiella pneumoniae* angelastete Erkrankungen in Wirklichkeit durch *Klebsiella terrigena* verursacht worden sind. Später konnten PODSCHUN und ULLMANN (1992) dann zeigen, daß nicht nur in Stuhlproben, sondern auch in anderen humanen Probenmaterialien die Häufigkeit von *Klebsiella terrigena* sehr gering ist, nämlich nur 0,4%. Allerdings wurden hiervon 80% aus dem Respirationstrakt isoliert.

Vorkommen im  
Darmtrakt,  
Boden und  
Wasser

***Morganella* spp.** Diese Gattung gehört zur Familie der *Enterobacteriaceae*. Nur ein Vertreter in Form von ***Morganella morganii*** läßt sich dieser Gattung zuordnen. Ihr Vorkommen ist nicht nur auf den Intestinaltrakt beschränkt, sondern auch Böden und Wasser können positiv befundet werden. Es handelt sich um Gram-negative Keime, die als fakultativ pathogen bezeichnet werden können und insbesondere Harnwegsinfektionen verursachen. Daneben existieren eine Reihe von Fallberichten über Erkrankungen des Zentralnervensystems, wobei diese als Folge spontaner und Hospitalismus-bedingter Infektionen angesehen werden (CHUANG *et al.* 1999). Als außergewöhnlich selten gilt die Pulmonalinfektion mit *Morganella morganii* eines jungen gesunden Erwachsenen (MARTIN *et al.* 1990).

Pulmonalinfek-  
tionen äußerst  
selten

Pflanzenassozii-  
iertes Bakterium

***Pantoea* spp.** Unter diese Gattung fällt die Gram-negative Bakterienart ***Pantoea agglomerans***, die auch unter den Synonymen *Erwinia herbicola* und *Enterobacter agglomerans* bekannt ist. Diese Spezies ist ein weit verbreiteter pflanzenassoziiierter Keim, warum in eingestreuten Ställen gegenüber einstreulosen Aufstallungssystemen vorzugsweise *Pantoea agglomerans* nachweisbar ist (ZUCKER *et al.* 2000). Wegen der Fähigkeit Luftstickstoff in der Zelle zu binden (diazotroph), ist diese Art ein für das Pflanzenwachstum wichtiger Keim (REMUS *et al.* 2000). Bestimmte Stämme dieser Art werden auch gezielt zur biologischen Kontrolle von Pflanzenkrankungen eingesetzt (engl.: *biological control agent*, siehe auch Kap. • 5.2.3).

Hauptsächliche  
Wirkung durch  
Endotoxine

Expositionen gegenüber Stäuben, die Bestandteile von Pflanzen enthalten, können biologische Reaktionen *in vitro* und *in vivo* nach Einatmung verursachen. Dabei beruht die Wirkung (*in vitro*: Aktivitätssteigerung von Alveolarmakrophagen und Zytotoxizität, *in vivo*: Pulmonaler Influx von Entzündungszellen) auf der von *Pantoea agglomerans* zurückzuführenden Endotoxinfreisetzung (BURRELL u. YE 1989, MILANOWSKI 1994a; MILANOWSKI 1994b, MILANOWSKI 1997) oder auf antigenen Eigenschaften, aufgrund dessen allergische Alveolitiden entstehen können (MACKIEWICZ *et al.* 1999, MILANOWSKI *et al.* 1998). Der Beitrag von *Pantoea agglomerans* an der gesundheitlichen Bedeutung des Waschwassers insgesamt, ist wahrscheinlich als sehr geringfügig anzusehen, da nur einmalig ein geringgradiger Waschwassergehalt in Anlage IV nachzuweisen war.

Massenhafte  
Verbreitung in  
der Umwelt

***Proteus* spp.** Diese besonders stark begeißelten, stäbchenförmigen (1-3 µm lang, 0,4-0,6 µm breit) Gram-negativen Enterobakterien-Vertreter finden sich massenhaft als Fäulniskeim (proteolytische Aktivität) in Bodenproben, Wasser und Abwässern, Pflanzen und Tierkadavern. Auch im Darm von Tier und Mensch ist dieses Bakterium anzutreffen. Wegen dieser weiten Verbreitung erstaunt es daher nicht, daß in allen untersuchten Anlagen *Proteus*-Arten in gering- bis hochgradigen Konzentrationen im Waschwasser auftraten.

Beteiligung an  
Otitiden

Typisch für *Proteus* spp. ist die Bildung von Urease. Diese Keime gelten als bedingt pathogen und verursachen beim Menschen hauptsächlich Harnwegsinfektionen, wobei *Proteus mirabilis* ein häufiger Erreger ist. Bekannt ist ihre Beteiligung aber auch an Otitis externa bzw. media (HAHN u. BOCKEMÜHL 1999, ROLLE u. MAYR 1984).

<i>Sporadisch bei Pneumonien nachweisbar</i>	Die Beteiligung von <b><i>Proteus vulgaris</i></b> an Lungenentzündungen sind allenfalls sporadisch. Insgesamt nur etwa 3 bis 6% der Isolate von erkrankten Rindern, Schafen und Ziegen wurden entsprechend positiv befundet (OBASI <i>et al.</i> 2001, SEDEEK u. THABET 2001). Bei Hunden gelangen Nachweise auch im Zuge von Pyometren (REKHA u. KRISHNAPPA 2001).
<i>Schmutzkeim in Proben für Diagnostik</i>	Die Vertreter der besagte Keimgattung können durchaus auch als „Schmutzkeime“ gelten, warum Sekundärkontaminationen klinischer Untersuchungsmaterialien in Erwägung zu ziehen sind, da ätiologisch wichtige infektiöse Agentien maskiert werden. Dies zeigt sich besonders in Kultivierungsverfahren, wo anwesende <i>Proteus</i> -Stämme durch ihr Schwärmverhalten sehr schnell Nährböden überwuchern können und folglich eine Identifizierung oder Isolierung spezifischer Mikroorganismen sehr erschwert ist.
<i>Im Intestinaltrakt ansässig</i>	<b><i>Providencia</i> spp.</b> Gram-negative Vertreter dieser Gattung sind ebenfalls den <i>Enterobacteriaceae</i> zuzuordnen und gehören wie <i>Proteus</i> spp. dem gemeinsamen Stamm <i>Proteae</i> an. Damit sind die besagten Bakterien gleichwohl Bestandteil der normalen Mikroflora im Gastrointestinaltrakt von Mensch und Tier. Zur Zeit werden taxonomisch 5 Arten innerhalb der Gattung <i>Providencia</i> unterschieden. Hierzu gehören <i>Providencia stuartii</i> , <i>Providencia rettgeri</i> , <i>Providencia alcalifaciens</i> , <i>Providencia rustigianii</i> und <i>Providencia heimbachae</i> . Neben den erwarteten positiven Isolatbefunden aus Stuhlproben (z.B. für <i>Providencia rustigianii</i> in 2,3% aller Proben, MULLER 1986), konnten <i>Providencia</i> -Arten u.a. auch im Blut, Hals oder auch in Wunden nachgewiesen werden. Umweltbezogene Quellen können einerseits Boden und Pflanzen darstellen, wobei andererseits besonders der Nachweiserfolg von <i>Providencia stuartii</i> und <i>Providencia rettgeri</i> aus verschiedenen Wasserquellen interessant ist (LAUTENBACH 2002). Potentiell intestinale Ausscheidungen und hochgradige Konzentrationen von <b><i>Providencia rettgeri</i></b> im Waschwasser der Anlage IV bestätigen grundsätzlich auch eine aquatische Lebensweise, wie dies einmalig auch für <b><i>Providencia rustigianii</i></b> allerdings mit deutlich geringeren Waschwassergehalten für Anlage III zutraf. Dies dürfte auf die mehrstufige Prozeßwasseraufbereitung zurückzuführen sein, worauf bereits die deutlich geringen Partikelgehalte in Tab. 15 hinweisen.
<i>Umwelt-nachweise</i>	
<i>Aquatische Lebensweise auch im Waschwasser</i>	
<i>Bei Tieren Diarrhoe möglich</i>	Bei Tieren können <i>Providencia</i> spp. gelegentlich an Durchfallerkrankungen beteiligt sein (THAMM 2000), obgleich sie in extraintestinalen Organsystemen zur Begleitflora gesunder Individuen gehören können (SILVANOSE <i>et al.</i> 2001). Außerdem müssen im Umfeld von Tieren auch belebte Vektoren wie Fliegen als Träger und Verbreiter dieser Darmbakterien in Betracht gezogen werden (URBAN u. BROCE 1998, ZUREK <i>et al.</i> 2000).
<i>Bedeutung im wesentlichen bei hospitalisierten Personen</i>	Von den fünf genannten Bakterienarten ist <i>Providencia stuartii</i> der am häufigsten beim Mensch festzustellende Erreger unter den <i>Providencia</i> -Infektionen. Dies ist deshalb erwähnenswert, weil die Positivbefunde von <i>Providencia</i> spp. ohne Artbezeichnung z.T. hochgradig im Waschwasser der Anlagen III und IV kulturell nachweisbar waren und <i>Providencia stuartii</i> wegen seiner bereits genannten hydrophilen Lebensweise durchaus Bestandteil des Waschwassers hätte sein können. Da hauptsächlich Infektionen des Harnapparates durch Dauerkatheterisierungen in Betracht kommen (LAUTENBACH 2002), wird die Ableitung eines möglichen aerogen bedingten Infektionsrisiko nur schwer möglich sein, obgleich eine anonyme Quelle auch nosokomial bedingte Pneumonien nennt. Dies allerdings mit der Einschränkung, daß andere <i>Enterobacteriaceae</i>



gleichwohl häufiger das Pneumoniegeschehen bestimmen ([http://www.medschool.com/futuretense\\_cs/MedSchool/datasets/idh/html/chapter/mono/mg000450.htm](http://www.medschool.com/futuretense_cs/MedSchool/datasets/idh/html/chapter/mono/mg000450.htm)). Auch eine bakterielle Sepsis durch *Providencia* spp. ist auf sehr wenige Fallbeispiele beschränkt (PINTO *et al.* 1999).

#### Saprophyten und 'Pflückenkeime'

***Pseudomonas* spp.** Allen Vertretern dieser Gemeinschaft ist ihre habitatbezogene Anspruchslosigkeit und hohe Umweltresistenz gemein. Eine weite Verbreitung genießen sie besonders in Feuchträumen („Pflückenkeim“, VOGT *et al.* 1999), wozu Naßabscheider von BioAbluftRA zu zählen sind und daher dort während Reinigungsarbeiten erwartungsgemäß bis zu  $10^4$  KBE  $m^{-3}$  zu finden sind (HANEKE 2011). Die aeroben Gram-negativen, begeißelten Pseudomonaden leben als Saprophyten im Boden, Süß- und Meerwasser, warum sie wesentlich an der Mineralisierung von organischen Material beteiligt sind (ANONYM 2002a).

#### Vorkommen in flüssigen Abgängen wie auch im Darm und Rachen

Sowohl die Überlebensfähigkeit in destilliertem Wasser als auch im Abwasser beweist die hohe Anpassungsfähigkeit von ***Pseudomonas aeruginosa***, der wohl medizinisch bedeutsamste Vertreter dieser Gattung. Natürlicherweise findet sich dieses Bakterium in wasserhaltigen Abschwemmungen aus Böden, wie auch in kommunalen und landwirtschaftlich geprägten flüssigen Abgängen (MENA u. GERBA 2009). *Pseudomonas aeruginosa* kommt im Darmtrakt von Warmblütern vor, wobei der des Menschen als Hauptreservoir angesehen wird (ANONYM 2002a), obgleich die relative Häufigkeit im menschlichen Dickdarm mit 3 bis 11% (TODAR 2002) lange nicht so hoch ist wie die von *Escherichia coli* mit 100%. Nach Zitat von HARRIS *et al.* (1984) sollen in 2% aller Rachenabstriche klinisch gesunder Personen ebenfalls *Pseudomonas aeruginosa* kultiviert worden sein. Außerhalb des intestinalen Habitats überlebt der besagte Pseudomonas-Keim monatelang und kann sich sogar vermehren, was unter feuchten Milieubedingungen gefördert wird (ANONYM 2002a). Seine Anpassungsfähigkeit sticht auch dadurch hervor, daß der Keim in destilliertem Wasser bei Temperaturen von 10 bis 37°C bis zu 5 Monate überlebte (BOYLE *et al.* 1991).

#### Überleben auch in oligotrophen Medien

#### Mehr Pseudomonaden bei Atemtraktsaffektionen

Das Vorkommen von Pseudomonaden im oberen Respirationstrakt von klinisch unauffälligen Masthähnchen ließ sich von BERKHOFF *et al.* (1984) nachweisen. Die dortige gewebliche Besiedlung wird jedoch stärker, wenn Atemtraktsprobleme auftreten. So stieg der Prozentsatz isolierter Pseudomonaden von 14% in gesunden Herden auf 35% in den erkrankten Beständen, was vermutlich auch mit einer höheren Ausscheidung einhergehen dürfte. RUSIN *et al.* (1997) machen *Pseudomonas aeruginosa* für etwa 10% aller nosokomialen Infektionen verantwortlich.

#### Effizient wirkende Virulenzfaktoren

Aus humanmedizinischer Sicht gründen sich die komplexen krankmachenden Eigenschaften von *Pseudomonas aeruginosa* auf zahlreiche Virulenzfaktoren, von denen das zytotoxische Toxin A wohl als das Wichtigste gelten kann, obgleich zelleigene Elastasen, Hämolsine und Leukozidine das Invasionsvermögen dieser Keime mit unterstützen (ANONYM 2002a, AZGHANI *et al.* 2000). Das vorhandene Flagellum ist Voraussetzung für die Phagozytoseaktivität von Makrophagen und neutrophilen Granulozyten (MAHENTHIRALINGAM u. SPEERT 1995).

#### Beteiligung an der cystischen Fibrose

In Abhängigkeit von Stamm kann *Pseudomonas aeruginosa* während der Kultivierung ein mukoides Erscheinungsbild zeigen, was auf die Überproduktion von Exopolysacchariden (sog. Alginate) zurückzuführen ist und als Bestandteil bei der Biofilmbildung seitens dieses Keims anzusehen ist. Bedeutung erlangt dieser Prozeß bei der angeborenen sog. cystischen Fibrose (CF) der Lunge (LYCZAK *et al.*



...mit Stammver-  
wandschaft  
zwischen Isolaten  
aus Umwelt und  
Klinik

Szenarien der  
aerogenen  
Verbreitung

Lokale und  
systemische  
Erkrankungen  
auslösend

Nosokomiale  
Pneumonie

Keine Dosis-  
Wirkungsstudie  
am Menschen  
verfügbar

2000), wo *Pseudomonaden*infektionen über die Biofilmbildung eine Maskierung gegenüber dem immunologischen Abwehrsystem des Körpers erlangen (antiphagozytäre Wirkung) und dadurch die Chronizität der Erkrankung einen komplikationsreichen Verlauf nehmen kann, was u.a. mit der lokalen Zerstörung des Lungengewebes einhergeht. Wegen dieser extrem wichtigen Bedeutung der mukoiden Eigenschaften war es interessant zu ermitteln, inwiefern solche mukoiden Stämme in wasserführenden Systemen vorkommen, wo sie ebenfalls Biofilme bilden und stetig das durchfließende Wasser mit Keimen dotieren können. GROBE *et al.* (1995) fanden tatsächlich heraus, daß der Anteil der aus der Umwelt isolierten mukoiden Stämme dabei größer war als die Wiederfindungsrate von merkmalsähnlichen Stämmen aus klinischem Probenmaterial. Bodengetragene Stämme von *Pseudomonas aeruginosa* wiesen in den Untersuchungen von ALONSO *et al.* (1999) Eigenschaften auf, wie diese auch typisch für klinische Isolate (Bakterämie, CF) waren. Dazu gehörten Multiresistenzen gegenüber eine Reihe von Antibiotika, die Befähigung, invasiv auf Epithelzellen zu wirken, ein Genaufkommen für die Etablierung eines *Quorum sensing* (QS) und ein Typ III Sekretionssystem. Einige Stämme wiesen außerdem hämolytische und proteolytische Aktivitäten auf, die als typische Virulenzfaktoren gelten. In landwirtschaftlich bearbeiteten Böden konnte in 24% aller untersuchten Fälle *Pseudomonas aeruginosa* gefunden werden (GREEN *et al.* 1974). Auch in 73 von 102 untersuchten Privathaushalten wurden vornehmlich im Sanitärbereich besagte Erreger gefunden, warum deren Rolle bei der Übertragung auf CF-Patienten in Haushalten hinterfragt wird (REGNATH *et al.* 2004). Das wird daran deutlich, inwiefern Toilettenspülungen zur luftgetragenen Verbreitung von Keimen und eben auch von potentiellen Infektionserregern im unmittelbaren Expositionsbereich Betroffener beitragen können (BARKER u. JONES 2005, GERBA *et al.* 1975). Nur eine genaue Erregertypisierung beispielsweise mit der Pulsfeld-Gel-Elektrophorese von Patienten- und Umweltisolaten kann hier letzte Gewissheit bringen.

Die Liste der verursachten Krankheiten reicht von Sepsis, Endokarditis, Osteomyelitis, Harnwegsinfektionen, Infektionen des Magen-Darmtraktes, Wundinfektionen, Hautinfektionen über Keratitis, Endophthalmitis, Meningitis, Ohr-/Augeninfektion bis zur Pneumonie, die neben endogenen Ursachen auch exogen bedingt sein können (MENA u. GERBA 2009). Epidemiologisch zählen nosokomiale Pneumonien zu den bedeutenden Erkrankungen, da sie hauptsächlich abwehrgeschwächte Patienten betreffen. Im Gegensatz zu anderen Mikroorganismen mit einer Infektionspotenz für den Atemtrakt (z.B. *Streptococcus pneumoniae*), besitzt *Pseudomonas aeruginosa* wohl eine hohe Affinität zum tracheobronchialen Mukus, doch ist insgesamt die ausgesprochen geringe Adhärenzwahrscheinlichkeit zum intakten Epithelzellverband der größte limitierende Faktor für eine Organbesiedlung. Folglich ist erst bei einer Vorschädigung der Epithelien mit offener Exposition der Basalmembran und der darauf begründeten Schwäche der mukoziliären Abwehrmechanismen, mit einem Einnisten von *Pseudomonas aeruginosa* zu rechnen. Nicht zuletzt darauf gründet sich der opportunistische Infektionscharakter von *Pseudomonas aeruginosa* (WILSON u. DOWLING 1998, ZEIHNER u. HORNICK 1996). Hinzu kommt das ein epithelialgetragener Inaktiverungsprozess für QS-Moleküle beschrieben wurde, wodurch die Produktion von Virulenzfaktoren und Biofilmen unterbrochen wird (CHUN *et al.* 2004). Auch diese Beobachtung dürfte mit zum fakultativen Erregercharakter von *Pseudomonas aeruginosa* beitragen. Aerosol-assoziierte Dosis-Wirkungsstudien am Menschen sind bislang nicht verfügbar. Tierexperimente an Mäusen haben gezeigt, daß Dosen von  $10^7$  Krankheitssymptome verursachen und

eine weitere Dosiserhöhung auf insgesamt  $10^9$  Zellen eine letale Wirkung zeigte (MENA u. GERBA 2009).

#### 'Schwimmerohr'

Bekannt ist *Pseudomonas aeruginosa* auch als Auslöser der Otitis externa, die durch längeren Kontakt mit kontaminierten Wasser erworben werden kann („Schwimmerohr“, VOGT *et al.* 1999). Darauf weisen regelrechte Ausbrüche von Ohrentzündungen hin, für die VAN ASPEREN *et al.* (1995) eine Assoziation zwischen dem Auftreten von *Pseudomonas aeruginosa* in einem Badeseesee und den Erkrankungsfällen aufstellen konnte. Besonders erwähnenswert ist das Faktum, daß diese Otitiden auftraten, obwohl der Badesees anerkannte Hygienestandards erfüllte und mit einem Medianwert von 4 KBE l<sup>-1</sup> an *Pseudomonas aeruginosa* als verhältnismäßig wenig kontaminiert gelten konnte. Allerdings war die Studie nicht in der Lage, eine Dosis-Wirkungsbeziehung zwischen der Pseudomonadenkonzentration und dem Otitis-Risiko aufzustellen.

#### Pseudomonaden- Wirkungen des Atemtraktes in BioAbluftRA nicht aus- schließbar

Die weitaus höhergradige Waschwasserkontamination mit *Pseudomonas aeruginosa* in Anlage I und das Versprühen solchen Waschwassers in Anwesenheit des Anlagenbetreibers oder von Wartungspersonal im Naßabscheider lassen ähnliche Konsequenzen durchaus möglich erscheinen. Hierzu paßt auch das dokumentierte Fallbeispiel eines Patienten, der durch einen häuslichen mit *Pseudomonas aeruginosa* kontaminierten Raumluftbefeuchter einer Pneumonie erlag (HARRIS *et al.* 1984). Von einem seltenen Fall einer durch *Pseudomonas aeruginosa* verursachten nekrotisierenden Pneumonie berichten CRNICH *et al.* (2003) und stellen nachweislich einen Kausalzusammenhang zwischen entsprechenden bakteriellen Befunden im Sputum des erkrankten Patienten und im Wasserfilter einer häuslichen Warmwasseranlage her.

#### Haut als weiterer wesentlicher Infektionsort

Trotz der von RUSIN *et al.* (1997) zitierten und seit Jahrzehnten zurückliegenden Untersuchungen von Trinkwasser mit bis zu 2.300 *Pseudomonas aeruginosa*-Keimen pro ml, sind offensichtlich auch heutzutage hygienisch bedenkliche Trinkwasserzustände nicht auszuschließen. So wird von Folliculitiden der Haut durch *Pseudomonas aeruginosa* berichtet, wenn kontaminiertes Leitungswasser für die Körperhygiene (Dusche, Badewanne) benutzt wird (ZICHICHI *et al.* 2000). Neben dem Ohr ist das Auge direkt exponiert, warum Augeninfektionen in Vergesellschaftung mit *Proteus mirabilis* und *Serratia marcescens* feststellbar sind (NEU 1985) und die beide als Gattung bzw. Art aus dem Waschwasser der Anlagen ebenfalls kultivierbar waren. Besonders Mikroläsionen und Keratitiden am Auge durch das Tragen von Kontaktlinsen, vermögen förderlich auf eine Pseudomonadeninfektion hinzuwirken. Im Gegensatz zur Majorität der anderen benannten Erkrankungen ist der Infektionserfolg von *Pseudomonas aeruginosa* am Auge, im Ohr und an der Haut nicht an abwehrgeschwächte Individuen gekoppelt, sondern auch normal gesunde Exponierte können eine entsprechende Infektionen erleiden. Insgesamt erachten MENA und GERBA (2009) den Wasserkontakt der Haut und die Aerosolinhalation durch die Lunge als die wesentlichen Expositionsrouten, von denen das größte Gesundheitsrisiko ausgeht.

#### Primäre Zielorgane: Lunge und Haut

#### Im Wasser und auf Pflanzen nachweisbar

In der Familie der *Pseudomonaceae* gliedert sich außer der Gattung *Pseudomonas* eine weitere Gattung mit dem Namen *Burkholderia* ein. Innerhalb der letztgenannten Gattung wurde *Burkholderia cepacia* gefunden, welcher hier synonymhaft als ***Pseudomonas cepacia*** im Ergebnisteil genannt wurde und im folgenden namentlich als *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* bezeichnet wird. Wie sein Verwandter *Pseudomonas aeruginosa*, so ist auch *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* ein

*Burkholderia pseudomallei* ?

ubiquitär vorkommender Keim, der sich im Wasser und auf Pflanzen regelmäßig nachweisen läßt und in der Landwirtschaft als Biopestizid gezielt eingesetzt wird (JONES *et al.* 2001). Besonders in Bodenproben besteht eine komplexe Diversität an Keimen der Gattung *Burkholderia* (SALLES *et al.* 2002), warum auch *Burkholderia pseudomallei* an dieser Stelle genannt wird, welcher die Melioidose des Menschen verursacht, aber in Europa so gut wie keine Rolle spielt, da jene eine Erkrankung tropischer Regionen darstellt (ANONYM 2002a). Trotzdem werden in Frankreich und Italien entsprechende Isolate sporadisch und in der Umwelt gefunden (CHENG u. CURRIE 2005). Ein Nachweis im Waschwasser steht aus.

Beteiligt an der cystischen Fibrose

*Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* teilt einige wichtige Eigenschaften mit *Pseudomonas aeruginosa*. Diese Merkmale betreffen die Potenz als opportunistischer Infektionserreger in immunsupprimierten Menschen und als wichtiges pathogenes Agens in Patienten mit CF (MAHENTHIRALINGAM *et al.* 2008, WILSON u. DOWLING 1998), wo jener Keim auch Auslöser des sog. Cepacia-Syndroms sein kann, begleitet von einer nicht behandelbaren nekrotisierenden Pneumonie, die eine Septikämie mit einschließen kann. Ohnehin zeichnen sich Infektionen mit *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* durch Mehrfachresistenzen gegenüber Antibiotika aus. JONES *et al.* (2001) heben deutlich hervor, daß auch nicht an CF leidende Menschen Infektionen mit *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* davontragen können. So zitieren sie Fallbeispiele, in denen kontaminierte Lösungen für Verneblungsgeräte gesunde Individuen infiziert haben.

Rindenmulch und Waschwasser als Quelle für *Burkholderia*

Konkrete Angaben über die Verbreitung des Erregers in der Umwelt lieferten BUTLER *et al.* (1995), die insgesamt 55 Proben aus Erdböden, wurzeldurchsetzten Böden, Wasser und Pflanzen untersuchten. Obgleich nur knapp 22% der Proben mit *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* positiv befundet werden konnten, gehörten Boden, verrottene Baumrinde (Anmerkung: Rindenmulch ist ein gebräuchliches Biofilterfüllmaterial) und Wasser zu den wesentlichen Quellen, wobei insgesamt die feuchteren Habitate eine größer Findungsrate bedingten. Damit käme das Waschwasser durchaus als Expositionsquelle ins Spiel, auch wenn in Anlage I nur einmalig ein positiver Befund protokolliert wurde. Dies könnte mit der Schwierigkeit zusammenhängen, daß die spezifische Isolierung des Erregers schwierig sein kann, da auf kommerziell erwerbbaaren Selektivmedien auch andere Gram-negative Bakterien wachsen (JONES *et al.* 2001).

Umweltgetragene Infektionen bei CF-Patienten eher unwahrscheinlich...

BUTLER *et al.* (1995) sehen umweltassoziierte Infektionsquellen als ein geringes Risiko an, zumal nicht mit einer direkten Konfrontation zwischen an CF leidenden Menschen und entsprechend kontaminiertem Waschwasser zu rechnen ist. Hier haben die Sekrete von mit *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* kolonisierten Patienten eine relativ größere Bedeutung für die Übertragung (JONES *et al.* 2001). Die Gewebekolonization mit *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* bedingt die Exhalation dieser Keime, so daß diese in der Raumluft nachweisbar sind. Bei CF-Patienten, die nachweislich mit dem besagten Keim infiziert waren, führt Husten zu einer höheren Anreicherung der Keime in der Luft, wobei der Keim bis zu 45 min aerogen persistieren kann (HUMPHREYS *et al.* 1994).

...gestützt von z.T. fehlenden Virulenz bei Umweltproben...

Neben dieser meist relevanten Mensch-zu-Mensch-Übertragung und der für die aerogene Infektionshaftung wichtigen Persistenz in der Luft wird ein mögliches Ansteckungspotential im Bereich von biologischen Abluftreinigungsanlagen dadurch relativiert, daß innerhalb der Bakterienart stammspezifische Unterschiede in der Virulenz auftreten. Obwohl generell ein solcher Virulenzfaktor das für das

Invasionsverhalten notwendige Flagellum darstellt (TOMICH *et al.* 2002), konnten BURNS *et al.* (1996), KEIG *et al.* (2001) sowie MARTIN u. MOHR (2000) beobachten, daß nur klinischen Isolaten ein hohes Invasionsvermögen und intrazelluläres Überlebens- und Replikationspotential in Makrophagen, Epithelzellen und Typ II-Pneumozyten zu eigen ist, wogegen Laborstämme oder die aus Umweltproben assoziierten Stämme von *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* diese Eigenschaften nicht bzw. deutlich eingeschränkt zeigten.

...aber auch genotypische Kongruenz zwischen Umwelt- und Patientenherkünften

Nicht so eindeutig trennbar nach Herkunft sehen JONES *et al.* (2001) die Pathogenitätspotenz von *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia*. Sie weisen auf genetische Verwandtschaftsverhältnisse zwischen Stämmen hin, die die klassische zur Entdeckung von *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* führende Zwiebfäule verursachen (environmental pathogen) und die aus den Sekreten von infizierten CF-Patienten gewonnen wurden (human pathogen). Danach wäre es möglich, daß gleiche Merkmalsträger in beiden ökologischen Nischen angetroffen werden können. Tatsächlich gibt es genetische Überlappungen zwischen Funden in der Umwelt und Isolaten aus klinischen Probenmaterial (MAHENTHIRALINGAM *et al.* 2008). Verkompliziert wird dieser Umstand dadurch, daß die Vielfalt der bislang nachgewiesenen Genotypen (Genomovare) innerhalb der Spezies *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* nicht ohne Grund unter dem Begriff „*Burkholderia cepacia* Komplex“ zusammengefaßt wird, da nicht klar ist, wie hoch die Prävalenz jedes Genomovars sowohl in klinischen Probenmaterialien als auch in der Umwelt ist (MAHENTHIRALINGAM *et al.* 2002, MAHENTHIRALINGAM *et al.* 2000, VANDAMME *et al.* 2002).

Saprophyt mit Pflanzenanbindung

Nur in Anlage IV, doch in hohen Konzentrationen, wurde das obligat aerobe, multiple begeißelte Bakterium ***Pseudomonas fluorescens*** im Waschwasser nachgewiesen. Diese Art ist ein in der Umwelt weit verbreiteter Saprophyt, der den Erdboden, das Wasser und die Pflanzenoberfläche besiedelt. Dem Namen entnehmend produzieren Vertreter dieser Art ein grünlich fluoreszierendes Pigment.

Fischpathogen einerseits, Biopestizid andererseits

Vermehrungspotentiale für *Pseudomonas fluorescens* bestehen im Wasser bei ausreichend vorhandenem Gehalt organischen Materials (Kohlenstoffquelle) und Wassertemperaturen von  $> 12^{\circ}\text{C}$ , warum diese Art besonders unter Sommerbedingungen hämorrhagische Septikämien unter Salmoniden auslösen kann. Ähnlich wie *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* ist die besagte Pseudomonadenart als Biopestizid einsetzbar (siehe Kap. 5.2.3), was hauptsächlich durch die zelleigene Produktion von Sekundärmetaboliten bedingt ist. So lassen sich z.B. phytopathogene Pilze über bestimmte Stämme von *Pseudomonas fluorescens* kontrollieren (O’SULLIVAN u. O’GARA 1992, WOLSTRUP 2000) oder mobilisieren pflanzennützliche Nährstoffe (MOLINA *et al.* 2003).

Beteiligt an Mischinfektionen und Verderbnis

*Pseudomonas fluorescens* ist humanmedizinisch wenig von Belang und ist bisher nur in sporadisch auftretenden Bakteriämien (HSUEH *et al.* 1998) und bei Pseudobakteriämien (SMITH *et al.* 2002), die als Kontaminationen von Blutkulturen zu werten sind, in Erscheinung getreten. Eine tiermedizinische Bedeutung erlangte *Pseudomonas fluorescens* neben *Klebsiella pneumoniae* und *Escherichia coli* als Sekundärerreger im Zuge einer multikausal bedingten Atemwegserkrankung bei Mastputen (HINZ *et al.* 1992). Schon häufiger ist *Pseudomonas fluorescens* für die Entstehung verdorbener Lebensmittel und vor allem für kontaminierte Milch verantwortlich (ANONYM 2002a).



### Geänderte Taxonomie

Für *Pseudomonas shigelloides* ist die derzeitige richtige Artbezeichnung *Plesiomonas shigelloides*. Trotzdem wird entsprechend den Befundmitteilungen im weiteren Textverlauf von *Plesiomonas* (*Pseudomonas*) *shigelloides* die Rede sein, obwohl nunmehr die Plesiomonaden der Familie der *Vibrionaceae*, zu der auch die Aeromonaden zuzurechnen sind, und nicht der Familie der *Pseudomonaceae* angehören (ANONYM 2002d).

### Überleben in Süß- und Brack- wasser

Ähnlich den Aeromonaden kommen Plesiomonaden im Süß- und Brackwasser vor und überleben im Meerwasser gar nicht oder nur zu einem geringen Grad, falls sich Abwassereinflüsse im Küstenbereich befinden (ALDOVÁ *et al.* 1999, MEDEMA u. SCHETS 1993, ZAKHARIEV 1971). Herkünfte dieses Bakteriums, auch mit unterschiedlichen Serovaren, lassen sich bei Menschen und Tieren nachweisen (ALDOVÁ *et al.* 2000, ANONYM 2002d, ARAI *et al.* 1980, GLÜNDER 1988), wobei signifikante positive Korrelationen zwischen Fäkalindikatoren wie *E. coli* und Plesiomonaden in Badegewässern bestehen. Eine signifikante Assoziation zwischen dem Aufkommen von Chlorophyll A sowie dem Trübheitsgrad von belastetem Wasser ist als Marker für den aquatischen Nährstoffgehalt und der Häufigkeit festgestellter Plesiomonaden zu werten. Bezogen auf die umweltrelevanten Erfordernisse eines Habitats, fallen die Parallelen zu den Aeromonaden auf (MEDEMA u. SCHETS 1993). Trotzdem konnte nur in Anlage I ein mittelgradiges Aufkommen von Plesiomonaden ermittelt werden, Aeromonaden wurden dagegen neben Anlage I auch in Anlage II und IV nachgewiesen. Diese Diskrepanz könnte auch an der schwierigen Differenzierung von Plesiomonaden unter kulturellen Wachstumsbedingungen gelegen haben, da sich die Kolonien makroskopisch nicht von denen der Aeromonaden unterscheiden (GLÜNDER 1988) oder auch mit Shigellen verwechselt werden können (KNEBEL *et al.* 2001). Auch bei den Hauptmerkmalen gibt es mehrere Gleichartigkeiten. So z.B. bei dem Grad der NaCl-Toleranz, der Oxidase, der Beweglichkeit, dem fermentativen Abbau von Glukose, dem Vorhandensein von Lysin-Decarboxylase und der Indol-Reaktivität. Klare Unterschiede bestehen nur zwischen der Anwesenheit bzw. Nichtanwesenheit von DNase und der Inosit-Verwertbarkeit (ANONYM 2002d).

### Plesiomonaden in der Kultur durch Aeromo- naden oder Shigellen maskiert

### Warmes Wasser bevorzugt

Wie bei Aeromonaden sind positive Nachweise außerdem in Schlämmen gelungen, wo Plesiomonaden in höheren Konzentrationen gefunden werden können als in der darüber befindlichen Wassersäule. Außerdem ist das Wachstum von *Plesiomonas shigelloides* auf aerobe Umgebungsbedingungen angewiesen (ARAI *et al.* 1980, SCHUBERT u. PELZ 1993). Sommerliche Wassertemperaturen begünstigen das Keimwachstum, nachdem im Winter Wasserproben als negativ befundet werden mußten (MEDEMA u. SCHETS 1993), obwohl minimale Wachstumstemperaturen von 8°C bereits ausreichen (GLÜNDER 1988). Dies steht im Einklang zu dem Isolierungserfolg von Plesiomonaden aus Wasser mit etwa 12°C (KROVACEK *et al.* 2000), obgleich GONZÁLEZ-REY (2003) auf Funde in Seen am Polarkreis hinweist. Trotzdem wird die optimale Wachstumstemperatur bei 30°C angesetzt und mit einer Toleranz bis etwa 41°C assoziiert (KHARDORI u. FAINSTEIN 1988).

### Enterotoxine mit Gastroenteritis als Folge

Plesiomonaden besitzen eine Reihe von Pathogenitätsfaktoren (GONZÁLEZ-REY 2003), zu denen z.B. Enterotoxine (KNEBEL *et al.* 2001) Zytotoxine, Hämagglutinine oder auch Hämolyse gehören, obgleich für Letztere GLÜNDER (1988) auch Stämme ohne Hämolyse-Eigenschaften zitiert. KROVACEK *et al.* (2000) konnten für ihre Wasserisolate eine  $\beta$ -hämolytische Aktivität boviner Erythrozyten beobachten. *Plesiomonas* (*Pseudomonas*) *shigelloides* verursacht beim Menschen Gastroenteritiden, die aufgrund der aquatischen Lebensweise des Erregers durch kontaminiertes



### *Autochthone Infektionen*

Wasser und Fische bzw. deren Produkte bedingt sind. GLÜNDER (1988) weist nicht umsonst auf Plesiomonaden als Darmkommensalen in vorzugsweise tropischen Süßwasserfischen hin, warum ANONYM (2002d) entsprechend erregerverursachte Gastroenteritiden in Europa allenfalls als sporadisch ansieht, wie diese durch kontaminierte Badestrände in Einzelfällen tatsächlich auftreten können (MEDEMA u. SCHETS 1993). KNEBEL *et al.* (2001) sehen aufgrund der Erregerverbreitung im Wasser Infektionen mit *Plesiomonas shigelloides* auch in gemäßigten Zonen als autochthon an. Systemische Erkrankungen in Form von Septikämien sind allenfalls Einzelfälle, wie sie nach Exposition durch verschmutzte Gewässer bei immunsupprimierten Patienten (CLARK *et al.* 1991) auftreten oder bei der Handhabung entsprechend belasteter Fische vorkommen können (JONSSON *et al.* 1997).

### *Adhäsionsunter- schiede zwischen Stämmen aus Umwelt und Patienten*

Diese umweltbedingten Erkrankungen erfahren insofern eine Relativierung, weil es deutliche Adhäsionsunterschiede als Zeichen der Pathogenität zwischen aus natürlichem Habitaten und klinischen Isolaten gewonnenen Plesiomonas-Stämmen gibt. Dies deutet daraufhin, daß die Vielfalt der vorhandenen Bakterienstämme in der Umwelt nur selektiv beim Menschen zu Erkrankungen führen kann (SCHUBERT u. HOLZ-BREMER 1999). Analoge Schlußfolgerungen ließen sich auch bei den verwandten Aeromonaden machen. Nur bestimmte aus Wasserproben isolierte Stämme zeigten bestimmte Eigenschaften (maximale obere Wachstumstemperatur), die auch bei klinischen Isolaten gefunden werden und die für potentielle Diarrhoe-Geschehnisse sorgen können. Aeromonaden können daher nicht generell als pathogen erachtet werden (SCHUBERT 2000, SCHUBERT u. PORSCH 1998).

### *Gezielte Differenzierung zwischen Plesio- monaden und Aeromonaden zur Gefahreinein- schätzung nötig*

Zur Abschätzung des Gefahrenpotentials wären daher stammspezifische Bestimmungen notwendig, insbesondere auch wegen der verwandtschaftlichen Ähnlichkeiten zu den Aeromonaden, deren klinischen Isolate im übrigen ein deutlich ausgeprägteres Adhäsionsvermögen besitzen (SCHUBERT u. HOLZ-BREMER 1999), um hier ganz deutlich die Prävalenz zwischen den beiden Bakterienarten hervorzuheben. Da insgesamt die Aeromonaden in den hier vorgestellten Untersuchungen öfter befundet worden sind als die Plesiomonaden und erstere zudem umständehalber in Affektionen des Respirationstraktes involviert sind, scheinen differenzierende Untersuchungsmaßnahmen zukünftig zweckmäßig zu sein, um zwischen den Risiken einer Gesundheitsgefährdung besser abwägen zu können.

### *Ps. putida nicht nachgewiesen aber...*

Als einen kosmopolitischen Opportunist bezeichnet TIMMIS (2002) *Pseudomonas putida*, welcher in den Waschwasserproben nicht nachgewiesen worden ist, doch vollständigerhalber hier in seiner biologischen Bedeutung skizziert werden soll. Diese besagte Pseudomonaden-Art kann ebenfalls als ubiquitär gelten und ist daher regelmäßig aus Boden und Wasser isolierbar, was an sich schon auf eine hohe Anpassungsfähigkeit an variierende Umweltbedingungen hindeutet. Trotz seines saprophytären Charakters liegen Berichte über die Mitwirkung dieser Pseudomonaden bei Meningitis (GHOSH *et al.* 2000), Sepsis und Bakteriämie (LADHANI u. BHUTTA 1998, TORII *et al.* 2003) und über einen Ausbruch auf einer Intensivstation vor (WENG *et al.* 1999). Einen Eindruck über das klinische Spektrum von *Pseudomonas putida* liefern YANG *et al.* (1996), die die Erregerbeteiligung bei Infektionen des Harnapparates, der Lunge, der Hirnhäute und des Bauchfelles sowie bei Septikämien und Wundinfektionen darlegen, wobei es sich vorzugsweise um nosokomiale Infektionen handelte. Pseudomonaden-Isolate enthalten oft multiple Plasmide und Transposone, die konsequenterweise nicht nur für die eigenen Resistenzeigenschaften verantwortlich sind, sondern auch als Transfergut

### *saprophytär und daher im Wasch- wasser theoretisch auftauchbar*

### *Lokale und systemische Beteiligung an Krankheiten*

im Zuge der Übertragung auf andere Bakterien anzusehen sind (TIMMIS 2002). Insofern erfüllt auch *Pseudomonas putida* bezüglich Resistenzetablierung die Mit Anforderungen an nosokomniale Erreger, die den für einen infektiösen Hospitalismus wichtigeren *Pseudomonas aeruginosa*-Keimen ebenfalls zu Eigen sind.

Umweltvor-  
kommen sowie in  
Darm und  
Atemtrakt

**Serratia spp.** Ebenfalls zur Familie der *Enterobacteriaceae* gehörend, zeigen diese Gram-negativen Bakterien ein ähnliches Krankheitsspektrum wie das der Klebsiellen auf. *Serratia*-Arten kommen im Boden, auf Pflanzen und in Wasserproben vor, wo sie ursprünglich als nicht pathogene Saprophyten angesehen wurden. Innerhalb der KES-Gruppe (s.o.) wird ***Serratia marcescens*** gelegentlich, jedoch seltener als Klebsiellen oder *Enterobacter*-Arten, aus dem menschlichen Darm oder aus dem Respirationstrakt isoliert (HAHN u. BOCKEMÜHL 1999), wogegen ACAR (1986) die Besiedlung des Atemtraktes als häufig ansieht.

Hobe Tenazität  
gegenüber Oligo-  
trophie und  
Desinfektions-  
mittel

Die Fähigkeit dieser häufiger deutlich rot pigmentierten Bakterien unter extremen Umweltbedingungen (z.B. Desinfektionsmittel, doppelt destilliertem Wasser) zu überleben, führte nicht zuletzt auch zu ihrer Etablierung als Hospitalismuskern. Ausgestattet mit einer Reihe von pathogenetisch wichtigen Adhäsionsfaktoren, Enzymen oder auch Endotoxinen, infiziert der Keim den Harnapparat sowie die Hirnhäute und kann ferner an Septikämien und Wundinfektionen beteiligt sein (HEJAZI u. FALKNER 1997, LYERLY u. KREGER 1983). Als Begleitkeim bei der Otitis externa ist *Serratia marcescens* ebenfalls bekannt (NEU 1985).

Bronchopneu-  
monien auslösend

Auch der Respiationsapparat gilt als Zielorgan (BYRNE *et al.* 2000), warum gerade bei abwehrgeschwächten Personen *Serratia marcescens* Infektionen des Atemtraktes verursachen kann (HAHN u. BOCKEMÜHL 1999), die besonders in Form von nosokomnialen Erkrankungen mit hämorrhagischen Bronchopneumonien und eingestreuten Mikroabzessen sowie Bakteriämien einhergehen können (GOLDSTEIN *et al.* 1982). Eine besondere Bedeutung erlangen lungenassoziierte *Serratia*-Infektionen in Zusammenhang mit kontaminierten Flüssigkeiten (z.B. Salzlösungen), die in Verneblern eingesetzt wurden (CHAUDHURI u. BOOTH 1992). Hier drängen sich potentielle Parallelen zu der Waschwasserversprühung in den Naßabscheidern auf. Auffallend sind hierbei die mehrfach im Waschwasser der Anlage II nachgewiesenen hochgradigen Konzentrationen dieses Keimes, wogegen in Anlage I nur zweimal der Nachweis mit gering- und mittelgradigen Gehalten von *Serratia* spp. gelang, die Anlagen III und IV während der Betriebsbesuche jedoch als negativ befundet wurden.

Aerogene Ver-  
breitung über  
Vernebler

Außerplan-  
mäßige Befunde

Extra Waschwasserbeprobungen wurden zweimalig in einem zweistufigen Abluftwäscher (Kombination aus Bio- und Chemowäscher) entnommen, der an einem mit Stroh eingestreutem Entenmaststall betrieben wurde. Im Waschwasser wurden bereits genannte Keime wie *Acinetobacter* spp., *Alcaligenes* spp., *Bacillus* spp., coliforme Bakterien bzw. *Escherichia coli*, Enterokokken, *Proteus* spp., *Pseudomonas* spp., koagulasenegative Staphylokokken,  $\alpha$ -hämolyisierende Streptokokken, *Aspergillus* spp. und andere Schimmelpilze sowie Hefen zwischen Konzentrationen von etwa  $10^3$  bis  $10^6$  ml<sup>-1</sup> festgestellt. Da zwei weitere Bakterienarten isoliert wurden, die nicht in den Anlagen I bis IV nachzuweisen waren, wohl aber doch zur residenten Mikroflora von BioAbluftRA insgesamt zuzurechnen sind, sollen jene Bakterienarten trotzdem hier kurz charakterisiert werden.

Aus der Gattung *Pseudomonas* spp. wurde ein weiterer Vertreter namens ***Pseudomonas stutzeri*** mit einem Gehalt von etwa  $10^5$  ml<sup>-1</sup> bestimmt. Als Geißel-

*Saprophyt mit  
hoher Abbau-  
potenz*

*Labil bei  
geringem pH*

*Geringe  
Virulenz*

*Infektion nur bei  
geschwächten  
Personen zu  
erwarten*

tragendes Gram-negatives Stäbchenbakterium ist es in aquatischen und terrestrischen Habitaten weiträumig anzutreffen, da es umfangreiche biodegradierende und mineralisierende Kapazitäten besitzt, von denen die denitrifizierenden Fähigkeiten exemplarisch hervorzuheben sind. So erstaunt es nicht, diesen Keim auch in Abwässern vorzufinden. Außerdem gibt es Anpassungsvorteile, weil der bakterielle Stoffwechsel teilweise auf Kohlenstoffquellen zurückgreifen kann, die von anderen Pseudomonaden nur selten verwertet werden (z.B. Stärke, Maltose). Die Wachstumstemperaturen können zwischen 4°C und 45°C liegen, doch liegt das Optimum bei etwa 35°C. Nicht nur aerob wachsend können stammabhängig ebenso mikroaerophile Bedingungen akzeptiert werden, falls die N-Fixierung diazotroph erfolgt. Alle Stämme sind außerdem unter Nitrat einfluß fakultativ anaerob. Gegenüber niedrigen pH-Werten erweist sich *Pseudomonas stutzeri* als relativ fragil, da bei pH < 4,5 kein Wachstum mehr zu beobachten ist (LALUCAT *et al.* 2006). Als opportunistischer Krankheitserreger sind einige wenige Fälle bekannt geworden, die u.a. von Pneumonien berichten (CAMPOS-HERRERO *et al.* 1997, LOYSE *et al.* 2006). Da für die Erregerhaftung prädisponierende Faktoren (z.B. vorangegangene Operationen, Traumata, Immunsuppression) ausgemacht werden können, gilt der Virulenzgrad von *Pseudomonas stutzeri* als relativ niedrig (LALUCAT *et al.* 2006). Trotzdem sind nicht immer körperschwächende Faktoren offensichtlich zu eruieren, wodurch auch vermeintlich gesunde Individuen eine pneumonische Infektion davon tragen können (KÖSE *et al.* 2004).

Als neu kann hier auch der Nachweis von ***Weeksella virosa*** (etwa 10<sup>6</sup> ml<sup>-1</sup>) gelten. Der Keim ist ein der Gattung *Flavobacterium* spp. nahestehendes Gram-negatives Stäbchen, das gelegentlich aus dem Urogenitaltrakt von Frauen isoliert wird, dessen pathogene Bedeutung aber unklar ist (REINA *et al.* 1990). *Weeksella*-Infektionen sind auch hier mit anderen Primärerkrankungen vergesellschaftet. So dokumentiert für eine von Leberzirrhose begleitete *Weeksella*-Peritonitis (BOIXEDA *et al.* 1998) oder eine auf Immunschwäche basierende Sepsis und Pneumonie durch *Weeksella virosa* (MANOGARAN *et al.* 2004).

### 5.3.4.2 Gram-positive Bakterien

*Sporenbildner  
mit hoher  
Umweltresistenz*

***Bacillus* spp.** Bakterien dieser Gattung sind sporenbildende, fakultativ anaerobe Gram-positive Stäbchen, die eine hohe Umweltresistenz gegenüber Hitze, Strahlung oder auch Austrocknung aufweisen und daher in Luft, Boden und Wasser ubiquitär anzutreffen sind, wobei als Hauptreservoir der Boden gelten kann. Infektionen mit *Bacillus*-Arten sind hauptsächlich opportunistisch. Am Infektionsort gehen die Bakterien in das vegetative Stadium über. ***Bacillus cereus*** kann invasive Lokalinfectionen und Lebensmittelintoxikationen verursachen, die sich in ein Emetik- und Diarrhoe-Syndrom untergliedern lassen. Beide Syndrome sind durch spezifische Toxine bedingt, obgleich noch weitere Exotoxine existieren, die Zellen und Bindegewebsfasern zerstören können (VOGT u. HAHN 1999).

*Bacillus-belaste-  
ter Staub als  
Pneumonie-  
ursache*

In zwei voneinander unabhängigen Fallbeispielen berichteten MILLER *et al.* (1997) über bakteriämisch, mit Todesfolge verlaufende fulminante Pneumonien mit *Bacillus cereus*. Es wurde vermutet, daß aufgrund der beruflich bedingten hohen tagesdurchschnittlichen Staubexposition der Betroffenen und der ubiquitären Verbreitung von *Bacillus cereus* in Boden und Staub hierin eine Ursache gesehen

werden könnte. Die Erkrankung erinnerte an ähnlich verlaufende Infektionen mit *Bacillus anthracis*.

Kommensalen  
auf Mucosa

**Staphylococcus spp.** gehören zu den Gram-positiven Kugelbakterien, die sich in Haufen, Tetraden oder in Paaren zusammenlagern und sich aerob als auch anaerob vermehren können, wobei generell zwischen koagulasepositiven und -negativen Staphylokokken zu unterscheiden ist. Der bekannteste Vertreter dieser Gattung ist **Staphylococcus aureus**, welcher zu den widerstandsfähigsten humanpathogenen Bakterien überhaupt gezählt wird, obgleich bei 20-50% der gesunden Normalbevölkerung die Haut, der vordere Nasenvorhof und das Perineum von diesem Bakterium natürlicherweise kolonisiert wird. Besonders bemerkenswert ist die Fähigkeit dieses potentiellen Erregers, in Staub noch nach Monaten isolierbar zu sein. Die Übertragung erfolgt hauptsächlich durch Schmierinfektionen, wobei nicht zuletzt die zahlreichen Pathogenitätsfaktoren wie Koagulase, Staphylokinase, DNase, Lipase, Hyaluronidase, Hämolysin, Leukozidin, Enterotoxin, Exfoliatin wie auch das Toxic-Shock-Syndrom-Toxin-1 (TSST-1) die Haftung und Unterhaltung einer Infektion begünstigen. Mit einem derartigen Arsenal an Virulenzfaktoren ausgestattet, verursacht dieser Erreger 70-80% aller Wundinfektionen und 10% aller ambulant erworbenen und nosokomialen Infektionen (HAHN *et al.* 1999). Wenn Pneumonien auftreten, dann i.d.R. bedingt durch Vorschädigungen aufgrund von Virusinfektionen oder Immunsuppressionen.

Konservierung  
im Staub

Problem MRSA

Aufgrund ihrer zunehmenden Verbreitung und ihrer chemotherapeutischen Therapieresistenz, wird derzeit den Methicillin-resistenten *Staphylococcus aureus* (MRSA) -Stämmen große Aufmerksamkeit geschenkt (KIPP *et al.* 2004), unter denen die klonale Linie ST398 mit Nutztieren in Verbindung gebracht werden (TENHAGEN *et al.* 2008). Die Verbreitung von MRSA besonders unter Schweinen (DE NEELING *et al.* 2007) und der mit ihnen in Kontakt kommende Personenkreis wie Tierhalter, Veterinäre oder Schlachthofangestellte lassen ein vermehrtes Auftreten von MRSA eben auch unter den besagten Personengruppen erkennen (KHANNA *et al.* 2008, MEEMKEN *et al.* 2008, VAN CLEEF *et al.* 2010a, VAN CLEEF *et al.* 2010b, WULF u. VOSS 2008). Der Exposition über Aerosole in Tierställen und Emissionen aus Tierställen räumen TENHAGEN *et al.* (2008) eine epidemiologische Rolle ein. Positive Nachweise von MRSA in Luftproben eines Schweinestalles untermauern diese Rolle und lassen die Luft als Expositionspfad nicht nur im Stallinneren in Erscheinung treten, sondern auch als Verbreitungsmedium von MRSA in die Umwelt über die Abluft (SCHULZ u. HARTUNG 2009). Damit ist zwangsläufig auch der Weg in eine gegebenenfalls vorhandene BioAbluftRA geebnet, in der sich ein Zurückhalten von MRSA im Zuge der Abluftbehandlung abzeichnet und daher Nachweise von MRSA in BioAbluftRA gelingen (HANEKE 2011). Das Schicksal der abgeschiedenen MRSA in der BioAbluftRA wird sich neben der Suspendierung im Prozeßwasser und Sedimenten auch in Biofilmen abspielen, da Staphylokokken als potente Biofilmbildner und -bewohner gelten (OTTO 2008), so daß aus Biofilmen bei mechanischer Einwirkung MRSA-Sekundäraerosole tatsächlich entstehen können (HANEKE 2011). War bislang das Augenmerk schlechthin auf klinisch relevante Aspekte biofilmvermittelter *Staphylococcus aureus*-Infektionen gerichtet, werden jüngst auch im Zusammenhang mit MRSA deren biofilmbildenden Eigenschaften zunehmend charakterisiert (SMITH *et al.* 2008). Für die Adhäsion und Biofilmformierung von Staphylokokken auf Oberflächen sind zelleigene *Microbial Surface Components Recognizing Adhesive Matrix Molecules* (MSCRAMM) verantwortlich, deren Initialisierungskraft bei der Biofilmbildung auch von der Herkunft der Staphylokokken abhängig ist und auf unterschiedliche die MSCRAMM betreffende

Verbreitung bei  
Schwein und  
Mensch

Einträge in  
BioAbluftRA  
über Abluft

MRSA-  
Persistenz in  
Biofilmen der  
BioAbluftRA ?



Genausstattungsmerkmale der Bakterien schließen läßt (SEO *et al.* 2008). Durch den Nachweis MSCRAMM-positiver MRSA in Ställen mit Jungmasthühnern (NEMATI *et al.* 2009) dürfte eine wichtige Voraussetzung für die Etablierung auch von MRSA-Biofilmen in BioAbluftRA der Nutztierhaltung erfüllt sein, wodurch u.U. eine nicht wünschenswerte Systemimmanenz aufgebaut wird.

Bedeutung als  
Hospitalismus-  
keime

Bei den koagulasenegativen Staphylokokken wird zwischen einer *Staphylococcus epidermidis*-Gruppe und einer *Staphylococcus saprophyticus*-Gruppe unterschieden. Zu ersteren Gruppe gehört der gleichnamige *Staphylococcus epidermidis*, welcher hochresistent gegen Austrocknung, Hitze und Trockenheit ist und ebenfalls ein Hauptbestandteil der physiologischen Haut- und Schleimhautflora darstellt. Bedeutung hat dieser Keim in der Krankenhaushygiene, wo er besonders in Zusammenhang mit Transplantationen, Katheterisierungen und Prothesen-Implantationen Infektionen verursacht. *Staphylococcus saprophyticus* kann Harnwegsinfektionen hervorrufen, indem aus einer Besiedlung der Urethra heraus ascendierende Infektionen in die Harnblase auftreten (HAHN *et al.* 1999). Dies ist nicht unbedingt verwunderlich bei den angetroffenen Besiedlungsdichten humaner Staphylokokken auf Haut und Schleimhaut. So berichten KLOOS und BANNERMAN (1994) über Keimdichten von  $10^3$  bis  $10^6$  KBE  $\text{cm}^{-2}$ .

Besiedler von  
Rachen und  
Haut bei Tieren

Außer beim Menschen lassen sich tierbezogene Herkünfte am Beispiel des Schweines darstellen, nach dem BAELE *et al.* (2001) im Tonsillar- und Nasalbereich von Ferkeln diverse Arten von Staphylokokken wie z.B. *Staphylococcus hyicus* und *Staphylococcus aureus* nachweisen konnten. Dabei wurden nicht unerhebliche Konzentrationen zwischen  $10^2$  und  $10^7$  KBE pro Gramm Gewebe gefunden. Nach SHIMIZU *et al.* (1992) wurde die Bedeutung der Haut als Träger von Staphylokokken besonders deutlich. Danach konnten beim Schwein in 100% und beim Huhn in knapp 65% aller Hautproben Staphylokokken nachgewiesen werden. Die vier dominantesten Spezies waren beim Schwein *Staphylococcus xylosus* (86,2%), *Staphylococcus saprophyticus* (34,5%), *Staphylococcus hominis* (20,7%) und *Staphylococcus lentus* (20,7%), die allesamt koagulasenegativ sind. Beim Huhn wurden zwei koagulasepositive Arten auf Rang zwei und drei (*Staphylococcus hyicus*: 32,8%; *Staphylococcus aureus*: 31,3%) festgestellt, die jedoch wie beim Schwein von *Staphylococcus xylosus* (37,5%) im Aufkommen übertroffen wurden. Die vierthäufigste Art beim Huhn war *Staphylococcus epidermidis* (21,9%), die ebenfalls koagulasenegativ ist.

Auch Fäzes von  
Tieren ist  
Staphylokokken-  
reich

Länger zurückliegen die Untersuchungen von LINCKH (1980), der in Kotproben von Schwein und Huhn Staphylokokken spezifiziert hat. Wie bei der Haut nimmt *Staphylococcus xylosus* eine dominierende Rolle ein, gefolgt von *Staphylococcus cohnii*. Daneben wurden *Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus sciuri*, *Staphylococcus saprophyticus*, *Staphylococcus simulans*, *Staphylococcus haemolyticus* und *Staphylococcus epidermidis* positiv befundet. Diese Angaben machen deutlich, daß die außerordentlich hohe Beobachtungshäufigkeit von koagulasenegativen Staphylokokken im Waschwasser, nicht zuletzt auch auf den entsprechend hohen mikrobiellen Besiedlungsgrad der mit der Stallluft in Kontakt tretenden Gewebe und Ausscheidungen zurückgeht.

Inwiefern koagulasenegative Staphylokokken ein theoretisches Risiko für die menschliche respiratorische Gesundheit in biologischen Abluftreinigungsanlagen darstellt, läßt sich nicht abschließend klären, da Fallbeispiele von auf exogener Erregerbesiedlung beruhenden Atemtraktsinfektionen fehlen. Wie vielen



Koagulase-negative Keime als Sekundärerreger...

opportunistisch pathogenen Keimen gemein, kann jedoch eine gewebliche Vorschädigung eine Infektion auch mit koagulase negativen Staphylokokken begünstigen. In Kombination mit deren Vermögen, Biofilme in Geweben oder Polymeroberflächen zu bilden, kommt ein wichtiger Virulenzfaktor hinzu (VON EIFF *et al.* 2001). Der Atemtrakt als Zielorgan sollte daher nicht von vornherein ausgeschlossen werden ebenso wenig wie der Hinweis, daß Polymere ebenfalls als Basis für Biofilmformationen nutzbar sind, auch wenn dies primär als postoperative Komplikation bei Fremdimplantaten beschrieben ist (VON EIFF *et al.* 2002). Polymere oder schlechthin Kunststoffe in den Abluftreinigungsanlagen sind anzutreffende Materialien, deren Bedeutung für die Biofilmbildung von Kokken erst noch überprüft werden muß.

...und als Wegbereiter für exogene Organbesiedlung anderer Keime

Bis vor kurzem wurden die meisten Infektionen mit koagulase negativen Staphylokokken als endogen angenommen, was nunmehr nicht mehr als unumstößlich angesehen wird (HUEBNER u. GOLDMANN 1999). Wichtige pathogenetische Mechanismen bestimmter koagulase negativer Staphylokokken wie die Migrationshemmung von neutrophilen Leukozyten oder eine Schwächung des Abtötungsvermögens von Immunzellen (KLOOS u. BANNERMAN 1994) legen nämlich den Schluß nahe, daß jene Staphylokokken eine ansonsten erfolgreiche körpereigene Abwehr soweit bremsen, wie es im Organ zur Bekämpfung anderer im Waschwasser gefundener Mikroorganismen notwendig wäre. Damit würden koagulase negative Staphylokokken eventuell indirekt auch einen Beitrag zur exogenen Organbesiedlung durch andere Mikroorganismen leisten können.

Taxonomisch sehr vielfältige  $\beta$ -hämolyisierende Streptokokken

**Streptococcus spp.** Eine weitere Kokkengruppe stellen die Streptokokken dar, die ebenfalls Gram-positiv sind. Sie werden nach den serologischen Gruppen A-V (Lancefield-Gruppen) eingeteilt. Es besteht eine große taxonomische Vielfalt unter den Streptokokken. Allein die  $\beta$ -hämolyisierenden Streptokokken beinhalten 11 Arten und 4 Subspecies. Hinzu kommen allein 26 Arten aus der Viridans-Gruppe, die nur einen Teil der nicht hämolyisierenden Streptokokken darstellen (FACKLAM 2002). Neben ihrer runden bis ovoiden Form mit etwa 1  $\mu$ m Größe und in Paaren oder Ketten zusammenliegend, ist ihre Katalase-Negativität mit das wichtigste diagnostische Merkmal für eine Unterscheidung zu den Staphylokokken. Stoffwechselbezogen gelten die Streptokokken als fakultativ anerob, warum sie wahrscheinlich unabhängig gegenüber bestimmten Grenzen von Sauerstoffschwankungen im Waschwasser überleben können. Da Streptokokken im Allgemeinen gegen Austrocknung empfindlich sind, dürfte das Naßabscheiderwasser in den Anlagen zellstabilisierend auch außerhalb ihrer Wirte wirken.

Wasser begünstigt das Überleben in der Umwelt

*Sc. suis* und Meningitis

Von den bekannten Streptokokken-Arten spielt im Zusammenhang mit einer Tier-auf-Mensch-Übertragung *Streptococcus suis* eine wichtige Rolle, dessen Serotypen 2 und 9, aber auch 1, 7 und 14 eine infektiologische Bedeutung in Europa zuzusprechen ist. Es ist davon auszugehen, daß bis zu etwa 80 bis 100% der Schweine als asymptomatische Träger gelten können (NEIS 2008, WERTHEIM *et al.* 2009). Gesunde Schweine können gleichzeitig mehrere Serotypen auf den Schleimhäuten von Nase, Tonsillen, oberen Atemwegen, Genital- und Verdauungstrakt tragen (WERTHEIM *et al.* 2009). Begünstigend auf die Krankheitsverbreitung innerhalb eines Bestandes wirken hohe Tierdichten, niedrige Stallungen und schlechte Lüftungsbedingungen, wodurch letztlich Landwirte besonders gefährdet sind (KRAUSS *et al.* 1997), aber auch andere mit Schweinen oder Schweinefleisch vermehrt in Kontakt tretende Berufsgruppen wie Tierärzte oder

Schlachthofpersonal, was dazu führt, daß für diese potentiell exponierten Personengruppen die Infektionsrate schätzungsweise 1500-mal höher liegt als für die Allgemeinbevölkerung. Als Eintrittspforte dieses Zoonoseerregers gelten Hautwunden und die Schleimhäute der Nasen-Mundhöhle (LUN *et al.* 2007) bzw. der Konjunktiven (PLETSCHER 2007). Erkrankte Menschen zeigen vordergründig Meningitiden verbunden mit Hörverlusten und Gleichgewichtsstörungen (WEBER 2001). Diese mit einer vergleichsweise hohen Mortalität behaftete Infektionserkrankung verursacht neben Septikämien zudem Endocarditiden und Arthritiden (LUN *et al.* 2007).

*Lufttransport  
zwischen  
exponierten  
Schweinen*

Experimentelle Untersuchungen über die luftgetragene Infektionsvermittlung von *Streptococcus suis* zwischen Schweinen beschreiben BERTHELOT-HERAULT *et al.* (2001), allerdings innerhalb eines geschlossenen Raumes mit nur 40 cm Luftstrecke zwischen infizierten und nicht infizierten Schweinen. Eine über diese Distanz größere Streckenüberbrückung scheint grundsätzlich unwahrscheinlich zu sein, da vermehrungsfähige *Streptococcus suis*-Keime bereits nach 24 Stunden bei Raumtemperatur nicht mehr in Staubproben nachweisbar sind (CLIFTON-HADLEY u. ENRIGHT 1984), was im übrigen die für diese Keimgruppe genannte Austrocknungsempfindlichkeit unterstreicht. Konformität hierzu läßt sich auch bei AMASS *et al.* (1996) nachlesen, die ebenfalls keine entsprechenden Streptokokken-nachweise in ihren Luftproben tätigen konnten. Weitaus bessere Überlebenschancen ergeben sich im Niedrigtemperaturbereich. So gelangen für Serotyp 2 Nachweise noch in Staubproben nach 54 Tagen bei 0°C (Fäzes: 104 Tage) und nach 25 Tagen bei 9°C (Fäzes: etwa 10 Tage). Zudem konnten nährstoffhaltige Flüssigmedien über 9 Monate bei 4°C das bakterielle Überleben sichern, dagegen war in destillierten Wasser bei gleicher Temperatur bereits nach 1 bis 2 Wochen keine Wiederfindung mehr möglich (CLIFTON-HADLEY u. ENRIGHT 1984).

*Hobe Infektions-  
dosen notwendig*

Bei Infektionsversuchen mit Schweinen wurden insgesamt etwa  $10^{11}$  KBE pro m<sup>3</sup> Luft, verteilt über 20 min Expositionszeit, benötigt, um pathologische Veränderungen auszulösen (MADSEN *et al.* 2001). Selbst bei Gesamtkeimbestimmungen in Ställen werden allenfalls Konzentrationen in einer Größenordnung von  $10^6$  bis  $10^7$  KBE m<sup>-3</sup> erreicht (SEEDORF *et al.* 1998). Obgleich nach BAELE *et al.* (2001) das Aufkommen von *Streptococcus suis* in Tonsillar- und Nasalgewebe zwischen  $10^2$  bis  $10^7$  KBE pro Gramm Gewebe beziffert wurde, scheinen dennoch die nach MADSEN *et al.* (2001) notwendig hohen Luftgehalte nicht aufzutreten. Inwiefern jedoch das Naßabscheidermilieu qualitative und quantitative Verschiebungen zu Gunsten von *Streptococcus suis* hervorrufen kann, bedarf einer Abklärung.

*Sc. pneumoniae  
und Sc. pyogenes*

Eine aerogen über Tröpfcheninfektion vermittelte Erkrankung ist nur für *Streptococcus pneumoniae* (Pneumokokken) beschrieben (BECKER 1996), ein Erreger der als spezifische Infektionskrankheit beim Kalb gelten kann, ausgelöst durch Pneumokokken ausscheidende Personen (ROLLE u. MAYR 1993). In etwa 40% aller Menschen kolonisieren diese Kokken natürlicherweise den Nasopharynx, und erst die Aspiration des Erregers in die Lunge leitet als Initialschritt eine Pneumonie beim Menschen ein. Zusätzlich ist eine morphologische Transformation notwendig, in dessen Folge ein Zellwandadhäsionsmolekül exprimiert wird und u.a. die Kaskadierung der Entzündung anstößt (ZEIHER u. HORNIC 1996). Auch *Streptococcus pyogenes* wird eher als wirtsspezifisch beim Menschen angesehen, doch tritt dieser Keim auch sporadisch beim Tier auf.

Wiederkäuer-  
assoziierte  
Streptokokken  
beim Schwein

BAELE *et al.* (2001) stellen für das Schwein weitere Streptokokkenvorkommen in den Vordergrund. Konnte *Streptococcus suis* zu 100% aus allen Gewebeisolaten angezüchtet werden, so sind fast in der Hälfte der Gewebeproben Keime von *Streptococcus dysgalactiae* ( $10^3$ - $10^6$  KBE g<sup>-1</sup>) nachgewiesen worden, die eher zusammen mit *Streptococcus agalactiae* beim Wiederkäuer anzutreffen sind und durch direkten Kontakt sporadische Erkrankungen beim Menschen verursachen.

$\alpha$ - und  $\gamma$ -hämoly-  
sierende  
Streptokokken  
als Saprophyten

Eine große Keimklasse stellen orale Streptokokken bzw. Streptokokken der Viridans-Gruppe dar, unter denen z.B. *Streptococcus viridans*, *Streptococcus salivarius*, *Streptococcus sanguis* oder *Streptococcus mutans* zu finden sind. Sie sind durchweg bei Säugetieren im Oropharynx (Plaquebildung: Siehe z.B. KOLENBRANDER 2000, MARSH 2004) sowie im Gastrointestinal- und Genitaltrakt zu finden, wo sie als Kommensalen anzutreffen sind (MAEDA *et al.* 2010). Üblicherweise zeigt die Viridans-Gruppe  $\alpha$ -hämolyisierende (vergrünende) und anhämolysierende ( $\gamma$ -Hämolys) Eigenschaften (DOERN u. BURNHAM 2010). Diese Charakteristika weisen zusammen 10,1% der Streptokokken im Waschwasser aus. Damit stellen diese Streptokokken neben den koagulasenegativen Staphylokokken die Majorität aller nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser dar. Eine Einschätzung über das von dieser Gruppe ausgehende Gesundheitsrisiko ist außerordentlich schwer. Werden diese Keime der mukosalen Normalflora des Menschen schlechthin zugeordnet, so müssen schon vorhandene Grundkrankheiten oder Störungen innerhalb der natürlichen Mikroflora bestehen, um opportunistischen Keimen dieser Gruppe ein Gefährdungspotential zuordnen zu können (SHENEP 2000, TUNKEL u. SEPKOWITZ 2000). Kommt es soweit, können die Auswirkungen durch eine bakteriämische Aussaat und die darauf fußenden unterschiedlichen Organmanifestationen erheblich sein, da Therapien durch das antibiotische Resistenzaufkommen innerhalb der streptokokkalen Viridans-Gruppe erschwert werden (BRYSKIER 2002, DOERN u. BURNHAM 2010, LEVY *et al.* 2001), nicht zuletzt auch unter dem Einfluß existenter Biofilme (PRESTERL *et al.* 2005). Gerade die Resistenzeigenschaften gegenüber Antiinfektiva sind ganz offensichtlich auch ein herausragendes Merkmal bei den aus der Luft von Schweineställen isolierten Streptokokken der Viridans-Gruppe (CHAPIN *et al.* 2005), die zwangsläufig über das Rohgas in die BioAbluftRA gelangen und dort einen etwaigen Genpool an Resistenzmerkmalen außerhalb ihrer Wirte bilden könnten bzw. an der Schaffung eines derartigen Genpools mit beteiligt sein könnten. Aufgründdessen, daß die Viridans-Gruppe auch befähigt ist, umweltassoziierte Biofilme zu bilden (BARNES *et al.* 2004), läßt sich eine Genkonservierung in der Umwelt wahrscheinlich nicht ausschließen.

Großer Wasch-  
wasseranteil

Septische  
Metastasen

Resistent gegen  
Antiinfektiva

### 5.3.4.3 Endotoxine

Zielorgan  
Atemtrakt

In den Übersichten zu den Bakterien ist teilweise bereits auf Endotoxine als biologisch wirksames Agens aufmerksam gemacht worden. Hier drängen sich die gesundheitlichen Effekte bei Inhalation auf, wie sie durch LIEBERS *et al.* (2008) übersichtshalber dargestellt werden. Nichtsdestotrotz sollen in diesem Kapitel ganz spezielle Aspekte der Nachweismethodik und der möglichen Rolle von Endotoxinen in aerosolisierten Wasser und ihre diesbezügliche Bedeutung für die menschliche Gesundheit erläutert werden.

### Freisetzungsvorgänge von Endotoxinen

Wird wie im vorangegangenen Kapitel vorgestellt eine sehr große Bandbreite an Gram-negativen Bakterien kulturell nachgewiesen, so unterliegen diese ursprünglich vermehrungsfähigen Mikroorganismen später nicht nur einem Zerfallsprozeß durch Zelltod, sondern auch einer aktiven Vesikelbildung durch Abschnürung von Zellmembranfragmenten im vitalem Zustand (DUTKIEWICZ *et al.* 1992, siehe auch Abb. 65), was insgesamt das massive Auftreten von Endotoxinen von bis zu nahezu 40.000 EU ml<sup>-1</sup> im Waschwasser begründet. Das Nebeneinander von lebenden Bakterien und Endotoxinen läßt daher vermuten, daß eine Korrelation zwischen diesen Faktoren besteht. Wider Erwarten konnten jedoch keine signifikanten Korrelationen zwischen *Enterobacteriaceae* und Endotoxinen der Anlagen I, II und III festgestellt werden, obgleich ANDERSON *et al.* (2002) eine Reihe von Literaturstellen aufzählten, in denen teilweise hohe Korrelationen zwischen Endotoxinen und bakteriologischen Parametern in Wasserproben aus Flüssen, Grundwasser oder Oberflächenwasser vorgefunden wurden. Selbst in Proben aus der Abwasserbehandlung waren deutliche Korrelationskoeffizienten kalkulierbar.

### Korrelationen zwischen Keimen und Endotoxin ?

### Methodische Eigenheiten bei der Endotoxinbestimmung

Gründe für die hier nicht existente Korrelierbarkeit zwischen Endotoxinen und Bakterien können in der Methode der Endotoxinbestimmung gesucht werden. So wiesen BÖHM *et al.* (1998) auf Interferenzen mit anderen Stoffen wie beispielsweise  $\beta$ -1,3-Glukane hin. Damit würden unkontrollierbare Störfaktoren die Endotoxinergebnisse willkürlich über weite Bereiche schwanken lassen können. Hinterfragt werden sollten auch die Endotoxinbestimmungen zum Zeitpunkt der Untersuchungen. So wird vielleicht nicht auszuschließen zu sein, daß frühere Endotoxinanalysen methodisch bedingt geringere Nachweisgrenzen aufwiesen, aber dadurch auch weniger interferenzanfällig gegenüber Störfaktoren waren. Jüngere Detektionsmethoden erzeugen dagegen durch ihre hohe Sensitivität geringe Nachweisgrenzen, mögen andererseits aber auch eine entsprechend höhere Querempfindlichkeit zu Nichtendotoxinen haben. Allerdings vertritt JACOBS (1997) die Auffassung, daß Nichtendotoxine in deutlich höheren Konzentrationen vorliegen müßten, um einen signifikanten Fehler bei der Endotoxinbestimmung hervorzurufen. Bei den mit Partikeln und sicherlich auch mit gelösten Stoffen hoch angereicherten Waschwasserproben wird dies sehr wahrscheinlich sein. Dennoch aber waren die Analyseprotokolle für alle Proben standardisiert, was normalerweise eine hohe Präzision der Endotoxinergebnisse des analysedurchführenden Labors hervorruft (REYNOLDS *et al.* 2002). Der LAL-Bioassay bleibt als Methode zur summarischen Endotoxinaktivitätsmessung z.Zt. das wichtigste Instrument.

### Sind Querempfindlichkeiten relevant ?

### Weitere Einflußfaktoren der Analyse

Wird also die Endotoxinanalyse hier als hinreichend genau und repräsentativ angesehen, so sind auf der anderen Seite verschiedenste Einflußfaktoren auf Seiten des Nachweises von Bakterien anzuführen, die fehlende Korrelationen verursachen können. Zeitlich unterschiedliche Mengen an kultivierungsfähigen und damit kaum endotoxinfreisetzende Bakterien, wie auch die Limitationen der Kultivierung an sich (z.B. Maskierungseffekte, Clustering von verschiedenen vielen Bakterien) treiben die zufallsbedingte Variabilität hoch, so daß selbst bei einer Stichprobengröße von maximal 12 keine statistische Straffheit zwischen den Variablen des Prozeßwassers erwartet werden durfte.

### Berechnung der Bakterienzahl mittels Endotoxinmasse

Um einen theoretisch basierten Ansatz für die quantitative Beziehung zwischen Gram-negativen Bakterien und Endotoxinen herzustellen, stellen ZUCKER und MÜLLER (2000) folgendes Gedankenmodell vor. Sie führen an, daß nach HURLEY (1995) pro Gram-negativer Bakterienzelle 40 fg Endotoxin inkorporiert sind. Da gemäß den Ausführungen im Methodenteil dieser Arbeit 1 ng Endotoxin in etwa 8



### Unsicherheit des Berechnungsverfahrens

EU entspricht, läßt sich so eine Umrechnung der EU-Gehalte im Waschwasser über die Endotoxinmasse auf die vermeintliche Bakterienkonzentration herstellen. Dies würde für die Anlagen I, II und III bedeuten, daß die mit den Endotoxinen korrespondierenden Gram-negativen Bakterienkonzentrationen  $1,24 \times 10^8$ ,  $1,05 \times 10^8$  bzw.  $2,84 \times 10^5$  Bakterien pro ml Waschwasser betragen würden. Damit weichen die theoretischen Werte um etwa 4 Zehnerpotenzen von den Realwerten der Tabellen 13 bis 15 nach oben ab. Ein wichtiger Grund für die Abweichung ist bereits durch die o.g. Unsicherheiten des Kultivierungsverfahrens genannt worden, da hierüber eben kein Einzelzellnachweis gelingt. Zum anderen trägt zu den Abweichungen bei, daß Speziesunterschiede verschiedene Einzelzellgehalte an Endotoxinen bedingen und so die endotoxische Aktivität im LAL-Analyseverfahren variieren kann (ZUCKER u. MÜLLER 2000). Die verschieden anteiligen Relationen der Bakterien zueinander könnten daher große Variationen der Endotoxinergebnisse verursacht haben, ohne jedoch die Präzision der Analyse selbst in Frage stellen zu müssen.

### Wirkungspotenz von Endotoxinherkunft abhängig

Neben methodischen Aspekten, sind die Unterschiede biologischer Endotoxineffekte ausgesprochen erwähnenswert, die auf der speziesbedingten strukturellen Andersartigkeit des LPS-Aufbaues basieren. Dies wirkt sich besonders auf den Grad der Wirkungspotenz bei exponierten Personen aus. Eine derartige Gesundheitsrelevanz verdeutlichten HELANDER *et al.* (1980) mit ihren Versuchen, indem sie das Ausmaß der Induzierbarkeit freier Lungenzellen anhand verschiedener LPS-Arten überprüften. Auffallend hohe pulmonale Zellmigrationen wurden dabei vergleichsweise bei Vertretern der Gattung *Enterobacter* spp., *Klebsiella* spp. sowie bei *Escherichia coli* gefunden, die gesamthaft besonders hochangereichert im Waschwasser der Anlage IV kulturell nachzuweisen waren.

### Synergismen mit Bakterien

Diese rein durch Endotoxine vermittelte Pathogenese erfährt eine zusätzliche Variante, wenn Endotoxine als synergistisch wirkende Agentien neben der Infektionshaftung selbst zur Geltung kommen, wie dies beispielsweise für die Familie *Pseudomonaceae* zutrifft. Lipopolysaccharide von *Burkholderia* (*Pseudomonas*) *cepacia* haben eine 9-mal höhere Induktionskapazität für Entzündungsmarker als Endotoxine, die aus *Pseudomonas aeruginosa* extrahiert wurden (JONES *et al.* 2001). Damit bekämen Infektionen mit *Burkholderia* (*Pseudomonas*) *cepacia* (s.o.) eine zusätzliche wichtige Note, da das Endotoxin als maßgeblicher Virulenzfaktor anzusehen ist. Vergleichbare Effekte müßten so auch für andere Keimarten angedacht werden.

### Endotoxine, Wasser, Aerosolisierung und...

Angesichts vermeintlich hoher theoretischer Konzentrationen an Gram-negativen Bakterienzellen von mehr als  $10^8 \text{ ml}^{-1}$  und unter Berücksichtigung von anwesenden Arten, deren Endotoxine besonders wirksam sind, wird eine Diskussion über die gesundheitliche Bedeutung des Prozeßwassers von Nöten sein, auch wenn bislang keine wirklichen Erfahrungen über das inhalative Gefährdungspotential von Endotoxinen im Prozeßwasser vorliegen. Um überhaupt für derart wäßrige Medien eine Risikoabschätzung treffen zu können, sind vergleichbare Expositionsumstände für Endotoxine aus anderen Bereichen heranzuziehen. In einem Überblicksreferat führen ANDERSON *et al.* (2002) Trinkwasser-assozierte Endotoxinexpositionen auf, zu denen sie auch die Inhalationsroute zählen. So zitieren sie ein Fallbeispiel, in dem kontaminiertes Trinkwasser mit Endotoxingehalten von 0,2 bis  $10 \mu\text{g ml}^{-1}$  Erkrankungen bei den Konsumenten hervorrief. Wurde jener Personenkreis im Rahmen eines Inhalationstestes diesem belasteten Trinkwasser ausgesetzt, zeigten die Probanden innerhalb von 4 Stunden Symptome wie eine Abnahme der



*Auslösbarkeit  
von Symptomen*

Lungendiffusionskapazität, Fieber, Husten und Kurzatmigkeit. Werden wie oben erwähnt bis zu 40.000 EU ml<sup>-1</sup> an Endotoxinen im Waschwasser gefunden, so entspräche dies ungefähr 5 µg ml<sup>-1</sup>, also genau eine Konzentrationsmarke, die gemäß dem geschilderten Fallbeispiel geeignet wäre, klinische Auffälligkeiten herbeizuführen. Weitaus geringere Endotoxinkonzentrationen scheinen nach Inhalation zudem geeignet zu sein, die Lungen-Blut-Barriere permeabler zu machen, was allerdings nur subklinisch in Erscheinung tritt und keine Veränderung spirometrischer Werte hervorruft (DANESHZADEH TABRIZI *et al.* 2010).

Insgesamt bleibt die gesundheitliche Bedeutung der Endotoxine im Prozeßwasser relativ unklar. Doch hier verhält es sich nicht anders als bei den Zusammenhängen zwischen Endotoxinen und Trinkwasser: *“It would appear that endotoxin originating in tap water can be inhaled but at present there is insufficient information available to quantify potential health risks”* (ANDERSON *et al.* 2002).

### 5.3.4.4 Pilze und Hefen

*Pilze mit deutlicher  
Präsenz in  
der Stallluft*

Wie die Bakterien so gehören auch Teile der Pilze zur normalen Mikroflora tierischer und humaner Gewebe. Auch Pilze vermögen Biofilme zu bilden (RAMAGE *et al.* 2009). In Zootieren konnten im äußeren Gehörgang Arten von *Aspergillus* spp., *Penicillium* spp. und Hefen entdeckt werden (KUTTIN u. MÜLLER 1994) wie auch im Zwischenzehenraum von Menschen (OYEKA u. UGWU 2002). Im Stall werden nicht unerhebliche Mengen an Pilzen gefunden. So geben SEEDORF *et al.* (1998) an, daß in Schweinehaltungsanlagen durchschnittlich 10<sup>3,7</sup> KBE m<sup>-3</sup> und in Hühnerställen 10<sup>4</sup> KBE m<sup>-3</sup> gefunden werden konnten. Entscheidend mit beeinflußt werden die Luftgehalte auch hier von Haltungssystemen mit Einstreu, wodurch ein Großteil der Artenvielfalt erklärt werden kann. VISSIENNON (1999) zählt bis zu 14 identifizierte Pilzgattungen und -arten auf, wobei Konzentrationen in Hühnereinstreu und Sedimentationsstaub von teilweise mehr als 10<sup>7</sup> KBE g<sup>-1</sup> Trockensubstanz quantifiziert werden konnten. Auffällig war das teilweise breitere Pilzspektrum in den Staubproben, was vermutlich auf weitere beteiligte Pilzquellen (z.B. Futtermittel, Außenluft) hindeutet.

*Hohe Arten-  
vielfalt und  
Mengen im  
Staub**Relativ geringe  
Ausbeuten im  
Waschwasser*

Angeichts der hohen Pilzgehalte im Stall stehen die sehr wenig positiven Befunde an Pilzen im Waschwasser hierzu im krassen Widerspruch, werden doch auch diese über das Rohgas in die Abluftreinigungsanlage transportiert. So gab es nur in Anlage IV positive Befunde für **Schimmelpilze** (*Aspergillus* spp., *Penicillium* spp. etc.) und **Mucor** spp., obwohl diese nach THIEMANN (1992) regelmäßig in Schweine- und Geflügelställen angetroffen werden. Dies lag sicher auch an der ausschließlich bakteriologischen Fragestellung der Waschwasseruntersuchungen. Dies schloß jedoch nicht in jedem Fall aus, daß offensichtliches Pilzwachstum als Nebenbefund protokolliert wurde und daher hier mit diskutiert wird. Solche Umstände betrafen in der Hauptsache Sproßpilze, die mit Ausnahme der Anlage III durchweg mit Konzentrationen von bis zu 10<sup>5</sup> Keimen pro ml Waschwasser vorkamen. Der pathologischen Potenz wegen, sollten ein paar wenige Worte über die gesundheitliche Bedeutung der von Schimmelpilzen gebildeten Mykotoxine verloren werden. Futtermittel- wie auch lebensmittelhygienisch genießen Schimmelpilzgifte aufgrund ihrer organotoxischen und kanzerogenen Potenz eine hohe Aufmerksamkeit (BENNETT u. KLICH 2003, BOUTRIF 2002, FINK-GREMMELS 2008, PERAICA *et al.* 1999, RICHARD 2007, SAEGERMAN *et al.* 2006). Nicht nur in

*Mykotoxine  
nicht vergessen*

Futtermitteln und Lebensmitteln als unerwünscht müssen Schimmelpilze und ihre Mykotoxine gelten, sondern auch in der Luft, da hierüber gleichwohl Kontakte zum Atemtrakt möglich sind, so daß gesundheitliche Effekte nicht sicher auszuschließen sind (FISCHER u. DOTT 2003). Trotzdem bewerten MAYER *et al.* (2007) den Grad einer Gesundheitsgefährdung durch inhalative Mykotoxin-Exposition an Arbeitsplätzen als noch weitgehend unklar.

Hefen als Mit-  
Indikator für  
Abwasser

**Sproßpilze.** Diese Mikroorganismen werden im allgemeinen klinischen Sprachgebrauch auch als Hefen bezeichnet. Sie kommen ubiquitär vor und bestehen aus einzelnen ovalen Zellen mit einem maximalen Durchmesser von etwa 10 µm. Nach SLAVIKOVA und VADKERTIOVA (1995) sollen Hefezellen den Hauptanteil aller Pilze im Abwasser ausmachen, warum die Hefen auf der mykologischen Seite als Indikator für Verunreinigungen durch Abwasser angesehen werden.

Kommensale der  
Schleimhaut

Ein typischer Vertreter dieser Pilzklasse ist ***Candida albicans***, dessen Hauptreservoir die Schleimhäute von Tier und Mensch ist, zur natürlichen Körperflora gehört und daher allenfalls als fakultativ pathogener Sproßpilz gelten kann, sofern immunsupprimierende Umstände eine Infektion begünstigen. Nichtsdestotrotz zeigen *Candida*-Arten die höchste Beteiligung unter den von Hefen verursachten Biofilm-Infektionen (RAMAGE *et al.* 2009). Insgesamt ist die Entstehung einer Pneumonie durch *Candida albicans* ein sehr seltenes Bild und wird häufiger durch *Candida tropicalis* oder *Candida pseudotropicalis* bedingt (ENGELMANN 1999, ROLLE u. MAYR 1984). Allerdings muß unterschieden werden zwischen der relativ häufigeren hämatogenen Einstreuung in die Lunge und einem aerogenen Infektionsweg, der ungleich seltener in Frage kommt, auch wenn respiratorische *Candida*-Nachweise vorliegen (DALHOFF 2001, MASUR *et al.* 1977).

Respiratorische  
Infektionen nur  
ausnahmsweise

Geflügel-assozii-  
erte Hefen

Zum Zwecke der Differenzierung gewachsener Hefekolonien wurden vier weitere Sproßpilzarten gefunden, die je nur einmalig qualitativ befundet wurden. So konnten stichprobenartige Differenzierungen zwei weitere Hefearten in Anlage II identifizieren. Es handelte sich hierbei um ***Candida catenulata*** und ***Candida rugosa***. Ihre Verbreitung im Organismus konnte durch Nachweise im Kropf von Hühnern (WYATT u. HAMILTON 1975), im Kot von Papageien (MANCIANTI *et al.* 2002) und insbesondere durch ihr frequentes Auftreten in Milchproben von an Mastitis erkrankten Kühen nachgewiesen werden (AALBAEK *et al.* 1994, DION u. DUKES 1982, HOEDEMAEKER 2000). *Candida catenulata* kann insbesondere auch in Milchprodukten auftreten, da sich diese Hefe durch ihre proteolytischen und lipolytischen Eigenschaften auszeichnet (ROOSTITA u. FLEET 1996). Auch Nachweise beider Hefearten in Bodenproben gelangen, soweit ihre Ansprüche an Kohlenstoffverfügbarkeit und Energie substantiell erfüllt werden. Neben Adeninen, n-Alkylaminen, Diaminen spielt auch Harnsäure als metabolisierbares Substrat eine Rolle (MIDDELHOVEN *et al.* 1985). Die Anwesenheit der Hefen im Waschwasser der Anlage II des Jungmasthühnerstalles verwundert daher nicht.

Nachweis auch  
im Boden

Sporadische  
Infektionsver-  
ursacher...

Das Auftreten von Erkrankungen, die durch *Candida catenulata* und *Candida rugosa* verursacht werden, ist mehr sporadischer Natur und das Resultat ungünstiger Begleitumstände, die diese Hefen als opportunistische Krankheitserreger klinisch in Erscheinung treten lassen. So traten bei Puten nach Kokkzidiosebehandlung gastrointestinale Erkrankungen mit hoher Mortalitätsrate durch *Candida rugosa* auf (MORETTI *et al.* 2000). Angefangen von intravenösen, katheterverursachten Streuungen von *Candida rugosa* (REINHARDT *et al.* 1985) über Nachweise der gleichnamigen Hefeart im Sputum immunsupprimierter Individuen (SUGAR u.

...umstände-  
halber

STEVENS 1985) bis hin zur aufgrund gastrischer Ulcera bedingten Sepsis durch *Candida catenulata* in Tumorpatienten (RADOSAVLJEVIC *et al.* 1999) lassen sich Anzeichen ihrer pathogenen Bedeutung auch beim Menschen finden.

*Tierexperimentelle Erfassung der Pathogenität*

Um artbedingte Unterschiede in der Pathogenität verschiedener euterassoziierter Hefen herauszustellen, inokulierten JENSEN und AALBAEK (1994) Mäusen intravenös u.a. auch *Candida catenulata* und *Candida rugosa*, wobei letztere Hefenart eine moderate Pathogenität zeigte, was in der Hauptsache durch Infektionen der Nieren in Erscheinung trat. Keine Pathogenität konnte für *Candida catenulata* in dem Mausmodell ausgemacht werden.

*Abwasser-Bewohner und Gelegenheits-erreger*

Mit *Sporobolomyces roseus* wurde in Anlage II eine weitere Hefenart isoliert, die als aquatischer Bewohner unter Abwassereinfluß gelten kann. In Fischteichen machte diese Hefeart inkl. *Aureobasidium pullulans* 70% der gesamten Hefepopulation aus (SLAVIKOVA u. VADKERTIOVA 1995). Einen opportunistischen Infektionscharakter schreiben MOORE *et al.* (2001) dieser pigmentierten Hefeart zu, wobei besonders immunsupprimierte Menschen empfänglich sind (MORRIS *et al.* 1991).

*Saprophyt und Oberflächenbesiedler von Mensch und Tier*

*Trichosporon cutaneum* zählt ebenso zu den Hefen und wurde in Anlage I über dem Rieselbett nachgewiesen, so daß diese Hefenart als ein potentiell emittierbares Agens anzusehen ist. *Trichosporon cutaneum* ist ein verbreiteter Saprophyt nicht nur in der Umwelt, sondern auch im Sputum oder Urin von Menschen (SAUL *et al.* 1981). Isolate gelangen ferner aus Zootieren (KUTTIN u. MÜLLER 1994) wie auch von menschlicher Haut, wo sie als die häufigste Hefenart auffiel (OYEKA u. UGWU 2002) und an dermatologischen Krankheitsbildern beteiligt sein kann (MAYSER *et al.* 1996). *Trichosporon cutaneum* konnte im Belebtschlamm von Abwasseranlagen nachgewiesen werden (GRABINSKA-LONIEWSKA *et al.* 1993), warum positive Befunde im Waschwasser nicht verwundern. Besonders die Fähigkeit dieser Hefenart Harnstoff zu hydolysieren, sprechen für ihre Anwesenheit auch im Waschwasser, daß üblicherweise auch mit Fäkalbestandteilen versetzt ist.

*Abwasservorkommen*

*Pneumonie-Erreger...*

Berichte über die krankmachenden Eigenschaften von *Trichosporon cutaneum* im Atemtraktsbereich lassen sich in zwei Kategorien einteilen. Zum einen war *Trichosporon cutaneum* als opportunistischer Pneumonieerreger im Lungengewebe stark leukopenischer Patienten nachweisbar, wobei eine Vergesellschaftung mit *Aspergillus* spp. auffiel (SAUL *et al.* 1981). Neben Pilzinfektionen, wie sie häufiger bei systemischen oder lokalen Immunsuppressionen zu beobachten sind (z.B. nach Applikation von Chemotherapeutika), fallen zum anderen insbesondere die allergischen Eigenschaften des besagten Sproßpilzes auf. SENNEKAMP (2001) führt *Trichosporon cutaneum* als ein zweifelsohne anerkanntes Allergen auf, das vorzugsweise in Innenräumen nachweisbar ist. Wie die Farmerlunge, so ist im Wesen die von diesem Sproßpilz ausgelöste Inhalationserkrankung als EAA zu betrachten, was tierexperimentell bewiesen und reproduziert werden konnte (SAKATA *et al.* 1988). Wegen des gehäufteten Auftretens in den Sommermonaten werden Erkrankungen auf dieser Grundlage auch als Sommer-Hypersensitivitätspneumonitis bezeichnet, die hauptsächlich in Japan vorkommt (ANDO u. SUGA 1997) und nach Allergenkarenz abklingt (YOSHIDA *et al.* 1989), wie dies im übrigen ebenfalls für andere EAA-auslösende Stoffe Gültigkeit hat.

*...nach Immunsuppression*

*Allergen-Wirkung*

Bedingungen der BioAbluftRA fördern die dortige Präsenz von *Trichosporon*

Das dokumentierte, mehr geographisch eingeschränkte Vorkommen, der auch als Sommer-Alveolitis bezeichneten Erkrankung, sollte nicht als unumstößlich aufgefaßt werden, da die erforderlichen Lebensbedingungen dieses Pilzes geradezu auf das Milieu in biologischen Abluftreinigungsanlagen zugeschnitten scheint. Optimale Wachstumstemperaturen von 25 bis 28°C, relative Luftfeuchtigkeiten von  $\geq 80\%$  sowie das Vorhandensein feuchten, verfallenden Holzes (ANDO *et al.* 1991, ANDO *et al.* 1995) prädestinieren geradezu die vorgestellten Abluftreinigungsanlagen als geeignete Biotope, eben auch im Sommer, wo die notwendigen luftphysikalischen Voraussetzungen leicht geschaffen werden können (Wärmeüberschußtransport vom Stall in die Anlage mit dem Rohgas, Erwärmung der Bauhülle der Anlage und Temperaturanstieg im Naßabscheider, Reflux von Waschwasser aus der befeuchteten Wurzelholzfüllung der Biofilter).

Portfolio anwesender Pilze vervollständigen

Zur Vervollständigung der mikrobiologischen Sparte, müssen über Art und Aufkommen von Pilzen zukünftig breiter angelegte mykologische Untersuchungsreihen veranlaßt werden. Befunde über das Auftreten verschiedener Pilzgattungen und –arten in Biofilmen öffentlicher Trinkwassernetze ermutigen dazu, zumal hier auch typisch bodenbewohnende Pilze wie *Penicillium* spp., *Aspergillus* spp., *Mucor* spp., *Alternaria* spp. und *Cladosporium* spp. gefunden wurden, die offensichtlich auch aquatisch geprägte Habitate als Besiedlungsnische annehmen können (DOGETT 2000).

Tabellarische Zusammenfassung zur Groborientierung

Die **Tabelle 21** benennt zusammenfassend die nachgewiesenen Mikroorganismen in den Waschwasserproben und ordnet den Keimen ihre jeweilige Ausbeutungsvariabilität in den BioAbluftRA als semiquantitativen Maßstab zu (siehe auch Tabelle 17 und Abbildungen 49 bis 52). Die Namen der Mikroorganismen fußen auf der entsprechenden Gattungsbezeichnung. Sollten Arten höhere Waschwassergehalte als die dazugehörige Gattung erbracht haben, so sind die artspezifischen Konzentrationsmaxima der entsprechenden Gattung untergeordnet und über diese dargestellt worden. Hinzu kommen Angaben zur theoretischen Organmanifestation ohne Rücksicht auf die Pathogenese, d.h. ob ein Waschwasserkontakt die gekennzeichnete Organbeteiligung überhaupt ermöglichen kann. Zur Gefährdungseinschätzung ist außerdem eine Einstufung nach Risikogruppen (BioSTOFFV 1999) gemäß TRBA 460 (2002) und TRBA 466 (2010) vorgenommen worden. Da in Tabelle 21 nur Gattungsbezeichnungen der nachgewiesenen Mikroorganismen aufgeführt sind, die TRBA aber strikt nach Arten die entsprechenden Risikogruppen zuordnet, kann in der Tabelle nur das Spektrum aller genannten Risikogruppen, die jeweils für die Arten einer Gattung genannt wurden, aufgeführt werden. Diese sehr vereinfachte Darstellungsweise darf nicht darüber hinwegtäuschen, daß es teilweise starke Ungleichgewichte in der Verteilungsgleichmäßigkeit der Risikogruppen zwischen den Arten einer Gattung gibt. Es empfiehlt sich daher die direkte Einsichtnahme in die TRBA, um sich ein genaueres Bild über die keimspezifischen Risikogruppenzuordnungen zu machen.

Risikogruppen nach TRBA

Risikogruppen für außerplanmäßige Befunde

Für *Pseudomonas stutzeri*, *Weeksella virosa* und *Trichosporon cutaneum* läßt sich in den TRBA die Risikogruppenzuordnung 1, 1 bzw. 2 finden. Die Arten *Candida catenula*, *Candida rugosa* und *Sporobolomyces roseus* finden keine Erwähnung.

**Tabelle 21.** Grobzusammenfassung von Keimtypen, potentiellen Zielorgansystemen und semiquantitativen Konzentrationsbereichen im Waschwasser der untersuchten BioAbluftRA in Anlehnung an Appendix G bis I. Unter den Gattungen sind auch die Arten eingegliedert. Pseudomonaden schließen *Burkholderia* spp. mit ein. Es bedeuten RT Respirationstrakt, GI Gastrointestinaltrakt, UG Urogenitaltrakt, KV Kardiovaskulärsystem plus Sepsis und NS Nervensystem mit Hirnhäuten ergänzt durch Otitiden. Konzentration: (+): nur qualitativer Nachweis, +: geringgradig, ++: mittelgradig, +++: hochgradig. RG: Risikogruppe nach TRBA 466 (2010). RG 1: Biologische Arbeitsstoffe (BA), bei denen es unwahrscheinlich ist, dass sie beim Menschen eine Krankheit verursachen, RG 2: BA, die eine Krankheit beim Menschen hervorrufen können (...).

Typ/Gattung (*spp)	RT	GI	UG	KV	NS	Otitis	Gehalte in den BioAbluftRA	RG
<i>Acinetobacter</i>	√		√	√			+ bis +++	1, 2
<i>Aeromonas</i>	√	√		√			(+) bis +++	1, 2
<i>Alcaligenes</i>	√		√			√	++	1, 2
<i>Citrobacter</i>		√					+ bis +++	2
<i>Corynebacterium</i>	√						++ bis +++	1, 2
<i>Enterobacter</i>		√					+ bis +++	1, 2
<i>Escherichia</i>	√	√	√	√			+ bis +++	1, 2*
<i>Flavobacterium</i>	√	√	√	√			(+) bis ++	1
<i>Klebsiella</i>	√						+++	1, 2
<i>Morganella</i>	√		√		√		(+) bis +++	1, 2
<i>Pantoea</i>	√						+	1, 2
<i>Proteus</i>	√		√			√	+ bis +++	1, 2
<i>Providencia</i>	√	√		√			+ bis +++	1, 2
<i>Pseudomonas</i>	√		√	√	√	√	(+) bis +++	1, 2
<i>Serratia</i>	√		√	√	√	√	+ bis +++	1, 2
<i>Bacillus</i>	√	√					+ bis +++	1, 2 <sup>#</sup>
<i>Staphylococcus</i>	√		√				+ bis +++	1, 2
<i>Streptococcus</i>	√			√	√		+ bis +++	1, 2
Endotoxine	√			√			91-39.600 EU ml <sup>-1</sup>	-
Hefen (Sproßpilze)	√			√			(+) bis +++	1, 2 <sup>§</sup>

\*: ohne enterohämorrhagische Stämme    #: ohne *Bacillus anthracis*    §: nach TRBA 460 (2002), *Candida* spp. angenommen



### 5.3.5 Expositionsgleichnisse zu anderen Anlagentypen

*Waschwasser als Kultivierungsmedium par excellence*

*Infektiös-toxisch wie...*

*Raumluft-befeuchter und Abwasserreinigungsanlagen ?*

Die mikrobiologische Untersuchung der Waschwasserproben hat sowohl hohe Konzentrationen von Summenparametern (z.B. Gesamtkeime) als auch eine Vielzahl unterschiedlichster Keimgattungen und -arten hervorgebracht und damit das Waschwasser als bedeutendes Kultivierungsmedium von Mikroorganismen dargestellt. Sicher können hierüber zunächst keine fundamentalen Aussagen über das Expositionsrisiko der mit dem Waschwasser versprühten Keime gemacht werden. Doch alleine das Vorkommen aerogener Stäube und Wassertropfen in den Naßabscheidern der Abluftreinigungsanlagen erlaubt die Aufstellung einer Indizienkette, die von den eventuellen infektiös-toxischen Risiken bei einer Exposition zeugen können. In erster Näherung ist es dabei zweckmäßig, nach ähnlichen Umgebungsbedingungen zu suchen, die eine Anreicherung in vornehmlich organisch geprägten aquatischen Bereichen verursachen und für die bereits bekannte arbeitshygienische Problematiken dokumentiert sind. Ein solcher Abgleich gemeinsamer Anlagen- und Betriebseigenschaften gelingt für Raumluftbefeuchter und für Abwasserreinigungsanlagen im Besonderen. Für beide Anlagentypen werden in Bezug auf Aerosolbildung und Prozeßwassereigenschaften Parallelen zu den Naßabscheidern der biologischen Abluftreinigungsanlagen gesucht, wie dies durch die nachfolgenden Charakterisierungen der Wasserbeschaffenheit eingeleitet und letztlich über wasserbedingte Inhalationsrisiken in den Vordergrund gerückt werden soll.

#### 5.3.5.1 Waschwasser versus Abwasser

*Gelöste und feste Stoffe im Waschwasser und im Abwasser*

Gemeinsam ist kommunalem Abwasser wie auch dem Waschwasser der BioAbluftRA, daß jene mit organischen Stoffen angereicherte wäßrige Medien darstellen, denen neben gelösten Bestandteilen zusätzlich partikuläre Stoffe beigemischt sind. Dies führt dazu, daß in beiden Fluiden je nach den physikalischen Eigenschaften der Feststoffe und dem hydrodynamischen Gegebenheiten in den Anlagen Sedimentbildungen möglich sind. Solche Sedimente haben durchaus die Möglichkeit im Zuge mechanischer Agitationen wieder in die Flüssigphase einzutreten und die Veränderlichkeit des Suspensionscharakters von Abwasser und Waschwasser zu bestimmen. Außerdem tragen natürlich die steten Einträge neuer Schmutzfrachten zum dynamischen Verhalten von Flüssig- und Festphase in qualitativer wie auch quantitativer Weise bei.

*Trockensubstanzgehalt im Abwasser 80%*

Kommunale Abwässer sind typischerweise das Ergebnis fäkaler Einleitungen durch den Menschen und erreichen Trockensubstanzgehalte von etwa 700 bis 800 mg l<sup>-1</sup> (BOARI *et al.* 1997). Das Waschwasser in BioAbluftRA wird im wesentlichen durch Inhaltsstoffe aus der Stallluft gespeist. Hier kommt neben wasserlöslichen Spurengasen wie dem Ammoniak insbesondere dem Stallstaub wohl die größte Bedeutung zu, der einen Abscheidegrad von 90% erfahren kann, sich massebezogen aber nur zu 27% in Wasser lösen läßt (HAHNE 2009). Dagegen machen die gelösten Schmutzstoffe in kommunalen Abwässern etwa 2/3 der Gesamtschmutzfracht aus (MUDRACK u. KUNST 1994).

*...und im Stallstaub von 87%*

Stallstaub weist einen Trockensubstanzgehalt von etwa 87% auf. Stallstaub besteht zu 88 bis 92% aus organischen Material in Schweinställen und kann bis zu 50% Proteine in Stäuben aus Hühnerställen enthalten (siehe auch Kap. • 2). Anteilig ist

<p><i>Nutritiver Grundbedarf</i></p>	<p>davon auszugehen, daß die Beiträge von Futtermitteln und Einstreu am größten sind, gefolgt von Fäkalbestandteilen und den Absonderungen von Tierkörperoberflächen (SEEDORF u. HARTUNG 2002). Diese vornehmlich organisch geprägte Stoffeinspeisung in BioAbluftRA entscheidet über die nutritiven Bedingungen des Fluids, was als überlebens- und wachstumsbestimmender Faktor für Mikroorganismen anzusehen ist. Kohlenstoff (C) wird von heterotrophen Bakterien und Pilzen für die Produktion von neuem Zellmaterial (Wachstum und Vermehrung) und Energie benötigt. Zusätzlich müssen Stickstoff (N) und Phosphor (P) für den Aufbau von Biomasse zur Verfügung stehen. Den Ansprüchen heterotropher Bakterien genügend, sollte das molare Mengenverhältnis aller drei Elemente 100:5:1 bis 100:10:1 (C:N:P) für den aeroben Abbau und unter anaeroben Bedingungen 250:5:1 (C:N:P) betragen (AMMARY 2004, MECKES 2001). Andere Angaben sehen das optimale molare Verhältnis der drei Elemente für einen aeroben Abbauvorgang in Abwässer in einer Kombination zwischen 100:14:3 und 100:10:1 und verweisen darauf, daß im kommunalen Abwasser das Verhältnis jedoch etwa 100:20:5 ist (ANONYM 2010). Sich auf die Angaben von HAHNE (2009) über N- und P-Gehalte in Schweinestallstaub stützend, betrüge das molare N:P-Verhältnis etwa 9,1:1 und käme damit recht nahe an die Abwassersituation.</p>
<p><i>N:P-Verhältnis ähnlich zwischen Wasch- und Abwasser</i></p>	
<p><i>O<sub>2</sub>-Situation</i></p>	<p>Anhand des biologischen Sauerstoffbedarfs in fünf Tagen (BSB<sub>5</sub>) läßt sich indirekt auf den Umfang aller biologisch abbaubaren organischen Stoffe im Wasser schließen. HAHNE (2009) gibt hierzu für Staub aus Abluftwäscher der Mastschweinehaltung einen Wert von 314 mg O<sub>2</sub> pro g Trockenrückstand (= 98,8%) an. Für das Abwasser findet sich ein Wert von 300 g pro m<sup>3</sup> (MUDRACK u. KUNST 1994).</p>
<p><i>pH-Wert</i></p>	<p>Der pH-Wert in beiden Wassertypen liegt um den Neutralpunkt (BOARI <i>et al.</i> 1997, HAHNE <i>et al.</i> 2007), sofern keine Zudosierung pH-wirksamer Substanzen erfolgt (z.B. Chemowäscher).</p>
<p><i>Präzisere und weitere Daten notwendig</i></p>	<p>Trotz einzelner gemeinsamer Informationen über die Merkmale von Abwasser und Waschwasser wäre es für eine umfassende synoptische Darstellung hilfreich, anerkannte Abwasserparameter auch gleichsinnig analytisch auf das Prozeßwasser der BioAbluftRA anzuwenden, um über feststellbare Gemeinsamkeiten und Unterschiede auf den Nischencharakter der Wasserkörper für pathogene Mikroorganismen mit entsprechenden Habitatansprüchen schließen zu können. Um dieses Ziel zu erreichen, ist es nicht nur notwendig, Einheiten und Dimensionen zu harmonisieren, sondern beispielsweise auch Sauerstoffgehalte, ergänzende biologische und chemische Sauerstoffbedarfszahlen, Salzgehalte, Nitrat-/Nitrit-, Phosphat-, Sulfatkonzentrationen, elektrische Leitfähigkeitsangaben, Fettgehalte oder auch Differenzierungen der Feststoffe in suspendiert/sedimentationsfähig/filtrierbar in Untersuchungen einzubinden. Darüber hinaus sollten einschwemmable Toxine wie Schwermetalle, Biozide, Pharmaka oder endokrin wirkende Stoffe mit berücksichtigt werden, die einen Einfluß auf die Soziologie und Dynamik mikrobieller Populationen haben könnten.</p>
<p><i>...um Äquivalenz von Wasch- und Ab- wasserhabitaten zu vergleichen</i></p>	

### 5.3.5.2 Aerosole und Inhalationsrisiken

#### *Wasser als Vektor*

Das aerogene Expositionsrisiko gegenüber wasserassoziierten Pathogenen wird teilweise kontrovers diskutiert, da die orale Aufnahme kontaminierter Materialien als die Hauptroute angesehen wird. Die Trinkwasserqualität spielt hier eine besonders wichtige Rolle (HICKS 1998), so daß andersartige Expositionsrouten, die mit Wasser in Verbindung gebracht werden leicht in den Hintergrund gedrängt werden könnten. Doch da Wasser bekannterweise als Vektor von belebten und unbelebten Kontaminanten agieren kann, sind einatembare Wasseraerosole, wo immer diese auch freigesetzt werden, durchaus als wichtige Expositionsrouten anzusehen. Drei wichtige Grundvoraussetzungen sind hierfür zunächst erforderlich:

1. Wasser stellt ein Reservoir für Pathogene dar.
2. In diesem Reservoir findet eine Zunahme in Zahl und Konzentration von biologisch wirksamen Agentien statt,
3. die über Vorgänge der Aerosolbildung verbreitet werden (ROSE 1992).

#### *Einflußfaktoren der Exposition*

Alle drei Anforderungen erfüllt das versprühte Waschwasser als Merkmalsträger für biologisch geprägte Agentien. Inwiefern anschließend Individualexpositionen zu biotisch und abiotisch bedingten Pulmonalerkrankungen führen, hängt in Anlehnung an KOHLHÄUFL (1998) von weiteren Einflußvariablen ab:

- Art der Noxe
- Einwirkungsmodus (Konzentration, Dauer, Ruhe-Belastung)
- Häufigkeit der Exposition
- Deposition, Retention, Clearance-mechanismen
- Integrität des Atemapparates (gesund-krank-hyperreagibel).

#### *Naßabscheider-Bedeutung im Vergleich mit...*

Trotz der Komplexität aller Einflüsse und Wirkungsmuster soll der Versuch unternommen werden, eine Gefährdungseinschätzung für den Bereich der mit Prozeßwasser von biologischen Abluftreinigungsanlagen in Kontakt geratenden Personen abzugeben. Die Raumluftbefeuchtung und das nähere Umfeld der Abwasserreinigung stellen vergleichbare arbeitshygienische Brennpunkte dar, warum der Rückgriff auf die Ergebnisse des Naßabscheiders der Anlage IV deutliche Parallelen bei der Expositionssituation erkennen läßt und als Modell für andere Naßabscheider dienen kann.

#### *Raumluftbefeuchtung*

**Befeuchterkrankheit.** Befeuchtungsanlagen im weitesten Sinn, sind nicht nur verfahrenstechnisch in der Abluftreinigung wiederzufinden, sondern sind produktionstechnisch ein fester Bestandteil zur Schaffung adäquater raumklimatischer Verhältnisse zur Wahrung einer beständigen Produktbeschaffenheit. Der papierverarbeitende Industriesektor kann hierfür als Beispiel stehen. Außer Feuchtigkeit steht dort durch anfallende Zellulose- und Stärkestäube ein geeignetes Nährmedium für mikrobielles Wachstum zur Verfügung (SCHÜTZ 1990).

Raumluftbefeuchter können eine humanmedizinisch relevante Anreicherungsquelle für atemwegsrelevante Stoffe darstellen, auf deren Grundlage sich die Befeuchterlunge oder das Befeuchterfieber etablieren kann. Sehr trefflich und auf die Naßabscheider übertragbar, charakterisieren MARINKOVICH und NOVEY (1983)

Prozeß der  
Verbreitung  
pathogener Stoffe

die anlagentechnischen Voraussetzungen unter denen das antigene, sensibilisierende Material innerhalb raumlufttechnischer Anlagen anzutreffen ist. Hierzu zählt die Einleitung von rezirkulierendem Wasser in einen Luftstrom sowie ein System von Leit- und Prallblechen zur Vermeidung großer Tropfenbildung auf denen sich aber organischer Staub ablagert und dadurch Biomasse für mikrobielles Wachstum geschaffen wird. In letzter Konsequenz wird dann das die Gesundheit des Menschen gefährdende Material in die Umgebungsluft freigesetzt.

Besiedlung mit  
allergenhaltigen  
Keimen

Schon allein aufgrund des organischen Stoffcharakters der besagten Industriestäube drängen sich hier Parallelen zu den in das Prozeßwasser der biologischen Abluftreinigungsanlagen eingewaschenen Stallstäube auf. Finden sodann mikrobielle Kontaminationen aquatisch geprägter Keime wie z.B. Pseudomonaden, Flavobakterien oder *Alcaligenes* spp. im Befeuchterwasser ebenfalls statt, können freigesetzte Wasser-Luft-Aerosole am Arbeitsplatz Anlaß zu ersten allgemeinen respiratorischen Beschwerden der Arbeitnehmer führen (HAUCK u. BAUR 1990, SENKPIEL u. OHGKE 1995), was sich im weiteren Verlauf zur klar diagnostizierbaren Befeuchterlunge entwickeln kann und sich in Abhängigkeit von Expositions-dosis und -zeit pathologisch als EAA (= Hypersensitivitätspneumonitis) manifestiert (BAUR *et al.* 1988).

Exogene  
allergische  
Alveolitis  
(EAA)

Immer wieder  
neue Antigene  
als vermutete  
Ursache

Die die Befeuchterlunge auslösenden Antigene zeigen eine große Diversität und vereinen hauptsächlich Thermoaktinomyzeten, eine Reihe von Schimmelpilzarten oder auch Amöben auf sich (SENNEKAMP 2001). Dennoch lassen sich nicht immer die eigentlichen ätiologischen Faktoren bestimmen. Geringe Antikörperkonzentrationen gegen bestimmte Bakterien und Pilze erkrankter Personen, aber hohe Antikörpertiter gegen Antigenextrakte aus Befeuchterwasser zeugen davon, daß die klinische Symptomatik der Befeuchterlunge von weiteren Mikroorganismen mit bestimmt wird, die noch gar nicht identifiziert worden sind (BAUR *et al.* 1988, BAUR *et al.* 1992). So verwundert es nicht, daß immer wieder auch neue Agentien Eingang in bestehende Antigenlisten finden, wie dies beispielsweise für *Klebsiella oxytoca* zutrifft (KANE *et al.* 1993) oder auch für *Pseudomonas fluorescens*, dessen Beteiligung an der EAA zumindestens vermutet wird (ENGELHART *et al.* 2000).

...wie z.B.  
*Pseudomonas*  
*fluorescens* der  
Anlage IV,

Das Beispiel von *Pseudomonas fluorescens* zeigt deutlich, daß selbst bei infektionsbiologischer Irrelevanz die negativen Gesundheitseffekte nicht ausbleiben müssen. ENGELHART *et al.* (2000) stellen in diesem Zusammenhang arbeitsplatzbezogene Beschwerden vor, die durch biotisch kontaminiertes Befeuchterwasser verursacht wurden. Darunter war u.a. auch das vermutete reaktionsauslösende Bakterium *Pseudomonas fluorescens* mit Konzentrationen von 3.600 KBE ml<sup>-1</sup>, ein um etwa Faktor 3 geringere Konzentration, als die keimspezifischen Gehalte im Waschwasser der Anlage IV. Gemessen an der mikrobiellen Qualitätsanforderung für Wasser in Umlaufsprühbefeuchter würde schon allein dieses Bakterium den Richtwert der VDI 6022 von nicht mehr als 10<sup>3</sup> KBE ml<sup>-1</sup> in Bezug auf den allgemeinen Keimgehalt überschreiten.

...und *Candida*  
*albicans*...

Außer Schimmelpilzen können auch Vertreter der Sproßpilze ursächlich mit der EAA in Verbindung gebracht werden. *Candida albicans* kann neben den infektiösen Eigenschaften auch ein allergisches Potential zugeordnet werden, wodurch die Farmerlunge mit verursacht werden kann (ANDO *et al.* 1994, SENNEKAMP 2001). Obwohl die Farmerlunge wie die Befeuchterlunge als EAA anzusprechen sind, konnten bisher deutliche, auf Mitbeteiligung von *Candida albicans* zurückführbare

...oder auch  
*Mucor* sp.

Befeuchterlungen nur hypothetisch in den Mittelpunkt der Pathogenese gerückt werden (ORDOQUI *et al.* 2000). Diese diagnostische Unsicherheit ist im übrigen auch für andere Mikroorganismen denkbar, wie dies in einem Fallbericht bei MORENO-ANCILLO (1997) oder allein durch die Aufzählung von 28 wahrscheinlichen Allergenen unter den Bakterien und Pilzen bei SENNEKAMP (2001) zum Ausdruck kommt. Ein solches wahrscheinliches Allergen für die Auslösung der Befeuchterlunge soll der Pilz *Mucor* spp. sein, der in Anlage IV positiv befundet wurde.

Gesamtkeim-  
gehalte als An-  
haltspunkt für  
Krankheitsgenese

Neben den ätiologisch bekannten Mikroorganismen, gewinnt auch der allgemeine mikrobielle Belastungsgrad der Luft zusätzlich an Bedeutung, weil nach Auffassung von SENNEKAMP (2001) Erkrankungen dann auftreten, wenn deutlich mehr als  $10^4$  Keime pro  $\text{m}^3$  Luft angetroffen werden, die erfahrungsgemäß zudem mit Pilzgehalten von erheblich mehr als  $10^3$  KBE  $\text{m}^{-3}$  Luft häufig assoziiert sind. Wiederum exemplarisch auf Anlage IV bezogen, übersteigen die dort festgestellten aerogenen mesophilen Gesamtkeim- und Pilzgehalte im Naßabscheider die genannten Kriterien um fast den Faktor 186 bzw. 11. Auch wenn Direktangaben aus den anderen Naßabscheidermilieus der Anlagen I und II fehlen, deuten doch die dortigen ebenfalls hohen Prozeßwassergehalte an biogenen Partikel indirekt auf ähnlich hochfaktorielle Anreicherungen in der Luft der Waschwasserräume hin. Es ist daher durchaus zu rechtfertigen, daß vom mikrobiologischen Standpunkt der Befeuchterkrankheit, die biologischen Abluftreinigungsanlagen potentielle Erkrankungsnoxen für den Atemtrakt bereithalten. Dieser Aspekt konkretisiert sich nicht nur an den antigenen Eigenschaften der im Befeuchterwasser angetroffenen Mikroorganismen, sondern läßt sich an weiteren ätiologisch zu berücksichtigenden Inhaltsstoffen im Wasser wie den Endotoxinen festmachen, denen eine herausragende Rolle bei der Genese des Befeuchterfiebers (toxische Alveolitis) zukommt und deshalb über die Darstellungen im Kapitel • 5.3.4.3 hinaus Erwähnung finden müssen.

Nicht zu  
vergessen die  
Endotoxine

Zusammenhang  
zwischen Endo-  
toxingehalt und  
Befeuchterfieber

RYLANDER und HAGLIND (1984) machten endotoxinhaltiges Befeuchterwasser mit  $0,16 \mu\text{g ml}^{-1}$  und eine korrespondierende Endotoxinkonzentration in der Luft zwischen  $0,13$  und  $0,39 \mu\text{g m}^{-3}$  für wiederholte Ausbrüche von Befeuchterfieber verantwortlich, indem das Autorenduo über den geschilderten Luftgehaltsbereich eine Abschätzung der Inhalationsdosis aufstellte und die tatsächlich ausreichte, um Fieber und respiratorische Symptome zu verursachen. Wird die genannte Konzentrationsangabe für Wasser in Relation zu den hier vorgestellten Ergebnissen der Anlage I, II und IV gesetzt, so reicht dort die Spanne der Endotoxinkonzentrationen im Waschwasser von etwa 1 bis  $5 \mu\text{g ml}^{-1}$ , d.h. ein um vergleichsweise Faktor 6 bis 31 höherer Gehalt.

Keine hohen  
Endotoxinluft-  
gehalte in  
Anlage IV

Die ausschließlich in Anlage IV innerhalb des Naßabscheiders durchgeführten Luftmessungen reflektierten wider Erwarten keine ausgesprochen hohen aerogenen Endotoxinkonzentrationen. Mit einem Median von umgerechnet  $0,036 \mu\text{g m}^{-3}$  werden etwa 4- bis 11-mal geringere Luftgehalte festgestellt als bei RYLANDER und HAGLIND (1984). Dies könnte methodisch bedingt sein oder aber auch durch die geringe Stichprobengröße in Anlage IV mitverursacht worden sein. Das dennoch das Potential für hohe Luftgehalte vorhanden ist, zeigt zumindestens ein einmaliger Befund von nahezu  $4 \mu\text{g}$  Endotoxine pro  $\text{m}^3$  Luft im Naßabscheider.



*Befeuchterwasser  
mit Entzündungs-  
potential*

Hoch konzentriert im Befeuchterwasser und so aerogen freigesetzt, sind die Endotoxine sogar in der Lage Lungenschäden zu verursachen, die normalerweise eher einer manifesten Befeuchterlunge zugeordnet werden würden (OHNISHI *et al.* 2002). Dies trifft besonders auch auf die Fallbeschreibungen von ROSE *et al.* (1998) zu, die beim Personal eines Schwimmbades endemisch auftretende granulomatöse Pneumonitiden feststellten, deren Ursache in Endotoxin-haltigen Bioaerosolen gesehen wurden, die über Wasserspiele (z.B. Fontänen, Wasserfälle) aerogen freigesetzt wurden. Daraus ergeben sich zwangsläufig Parallelen zum Naßabscheiderbetrieb, warum ausführlicher auf die besagte Veröffentlichung eingegangen werden soll.

*Pseudomonaden  
und Endotoxine  
in einem  
Fallbeispiel*

Zum einen waren bei den mikrobiologischen Untersuchungen Pseudomonaden in den Wasserproben des Schwimmbades die dominantesten Bakterienvertreter, die mit mehr als  $5 \times 10^5$  KBE pro 100 ml befundet wurden. Dies ist im Vergleich zu Anlage IV aber nur 1/20 der dort gefundenen Pseudomonadengehalte. Es wurden ferner Wasser- und Luftproben auf Endotoxine untersucht. Mit 240 EU ml<sup>-1</sup> Wasser und 450 EU m<sup>-3</sup> Luft bei laufenden Wasserspielen wurden im Vergleich zu den Verhältnissen im Naßabscheider der Anlage IV etwa 35-mal geringere Wassergehalte und 1,6-mal höhere Luftkonzentrationen gefunden. Festzustellen war außerdem, daß steigende Endotoxinkonzentrationen im Wasser verhältnismäßig mehr dieser Pyrogene auch in der Luft nach sich zogen und in dessen Folge schließlich die körperlichen Beschwerden auftraten. Ein statistisch zu sichernder Zusammenhang zwischen Waschwassergehalten und aerogenen Konzentrationen von Endotoxinen konnten für den Naßabscheider der Anlage IV allerdings nicht hergestellt werden. Dies könnte an den sowieso schon hohen aquatischen Gehalten gelegen haben, so daß sättigungsbedingte Konzentrationsfluktuationen im Waschwasser nicht in dem Maße auftauchten, wie diese den Luftgehalt hätten dynamisch verändern können.

*Wie gelingt bei  
körperlichen Be-  
schwerden eine  
kausale Zuord-  
nung zum Stall  
oder zu der  
BioAbluftRA ?*

Die Diversität der Ätiologie und die Komplexität bereits bekannter Krankheitsbilder der EAA schließt eben nicht von vornherein aus, daß das mikrobielle Milieu in biologischen Abluftreinigungsanlagen ebenfalls als EAA-Verursacher in Frage kommen könnte. Damit leitet sich in der ätiologischen Differenzierung gerade im Tierhaltungsbereich eine weitere Schwierigkeit ab. Sollten nämlich Erkrankungen wie die exogene allergische Alveolitis durch Expositionsmomente in den biologischen Abluftreinigungsanlagen auftauchen, dürfte die Unterscheidung gleichsinniger Krankheitsbilder, die durch Expositionen im Stall verursacht sind, eine ätiologische Aufklärung nicht gerade erleichtern, so daß u.U. zielgerichtete Vorschläge zur Expositionvermeidung nicht sofort abgeleitet werden können.

*Auftreten von  
Infektionen und  
toxisch-  
entzündlichen  
Reaktionen*

**Abwasserreinigungsanlagen.** Als hoch organisch angereichert gelten kommunale Abwässer, die in Abwasserreinigungsanlagen behandelt werden und infolge mechanischer Agitationen im Abwasserkörper (z.B. mechanische Belüftung in Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe) Bioaerosolfrachten verursachen und exponierten Personen Gesundheitsrisiken auferlegen, die in Form von Infektionen und toxisch-entzündlichen Prozessen in Erscheinung treten können (BAUER *et al.* 2002, KHUDER *et al.* 1998).

Biologische Effekte durch Aerosole aus Abwasserbehandlungsanlagen werden aber auch eher als spekulativ und als ein nicht signifikanter Risikofaktor für die Gesundheit angesehen (ANONYM 1996). KUCHENRITHER *et al.* (2002) fassen in einem

Bioaerosole  
stellen im  
Abwasserbereich  
kein Risiko dar

Übersichtsartikel die Wahrscheinlichkeit für ein Gesundheitsrisiko zusammen, das durch Bioaerosolexpositionen aus Abwasserreinigungsanlagen entstehen könnte und kommen zu dem Schluß, daß kein höheres Risiko als für eine nicht in diesem speziellen Bereich aufhaltende Person besteht. Zu dieser Ansicht haben auch die Ausführungen von LEDBETTER *et al.* (1973) beigetragen, die am Beispiel von *Klebsiella pneumonia* ein Infektionsrisiko ausschlossen, da nach ihren Expositonsberechnungen im Umfeld eines Belebungsbeckens um Faktor 8 zu geringe Luftkonzentrationen vorlägen als für eine Infektionshaftung notwendig seien. Die hier zu Grunde gelegten Ausdünnungskriterien für biologisch aktive Stoffe werden auch bei der aerogenen Transmission infektiöser Einheiten bei der flächenhaften Klärschlammausbringung deutlich. So haben DOWD *et al.* (2000) in modellhaften Berechnungen leewärtig in 100 m Entfernung bei einer einstündigen Exposition von *Salmonella typhi* ein Infektionsrisiko von lediglich  $4,4 \times 10^{-3}$  zu 100 kalkuliert. Auch eine Fragebogenstudie über selbstberichtete Beschwerden bei Arbeitnehmern in einer Abwasserbehandlungsanlage ließen sich nicht signifikant in Beziehung setzen zu den vor Ort im Einatembereich gemessenen Endotoxin- und Glukan-Konzentrationen von durchschnittlich  $20,3 \text{ ng m}^{-3}$  bzw.  $7,76 \text{ ng m}^{-3}$  (KRAJEWSKI *et al.* 2004). Dem widersprechen Erfahrungen, die DOUWES *et al.* (2001) und SMIT *et al.* (2005) bei Beschäftigten im Abwasserbereich gesammelt haben, da die Autoren von teilweise signifikanten Assoziationen zwischen dem Kontakt mit Abwasser und Endotoxinen auf der einen Seite und dem Auftreten von Symptomenkomplexen wie Grippe-ähnliche Beschwerden auf der anderen Seite berichten.

...oder doch ?

Einflüsse der  
Abwasseragita-  
tion für Exposi-  
tionsausmaß  
erkennbar

Die nicht in jedem Fall klar hervorhebbaren Zusammenhänge zwischen Exposition und resultierendem Gesundheitsrisiko müssen der Vielfalt unterschiedlicher Arbeitsplatzmerkmale innerhalb einer Abwasserreinigungsanlage geschuldet werden, da sich hieraus zwangsläufig weite Schwankungen der individuellen Exposition ergeben (THORN *et al.* 2002a). So ist beispielsweise das Ausmaß von Bioaerosolfreisetzung von technologischen Aspekten abhängig, wie das Verwirbeln von Abwasser zum Zwecke der Festpartikelabscheidung (HEINONEN-TANSKI *et al.* 2009, KARRA u. KATSIVELA 2007), dem aerosolfreisetzenden Versprühen von Abwasser oberhalb von Tropfkörpern (FRACCHIA *et al.* 2006) oder der Art und Weise des Einblasens von Luft zur Belüftung der biologischen Abwasserbehandlungsstufe (FERNANDO u. FEDORAK 2005, SÁNCHEZ-MONEDERO *et al.* 2008). Trotzdem weisen jene Autoren immer wieder darauf hin, daß gerade diese Zonen mit hoher Abwasseragitation ein potentiell Gesundheitsrisiko für dort Exponierte darstellen können.

Healthy worker  
effect maskiert  
Wirkungspoten-  
tial der Aerosole

Die individuelle Reaktionslage ist außerdem der Grund dafür, daß personenassoziierte Unterschiede in der Ausprägung expositionsbedingter klinischer Symptome zu einer Unschärfe der gesundheitlichen Auswirkungen führen. So können Symptomatiker und Asymptomatiker gleichwohl nebeneinander am selben Expositionsort auftreten, doch Letztere könnten eventuell mit dem sog. *healthy worker effect* belegt sein. Es wirken dann nämlich Selektionskräfte auf die Arbeitnehmerschaft ein, die sich primär aus weniger krankheitsanfälligen Personen zusammensetzt. Nichtsdestotrotz weisen zahlreiche Untersuchungen auf ein weites Spektrum von Krankheitsbildern und -symptomen in Abwasserbehandlungsanlagen hin, für die THORN und KEREKES (2001) eine Literaturübersicht geben und die im folgenden anhand von einigen Literaturbeispielen erläutert und ergänzt werden sowie in **Tabelle 22** zusammengefaßt sind.

Gastroenteritis  
und Kopf-  
schmerzen

KHUDER *et al.* (1998) stellten hauptsächlich signifikante Prävalenzen von Gastroenteritiden mit Abdominal- und Kopfschmerzen fest. Die erwarteten respiratorischen Störungen waren zwar nicht statistisch absicherbar, trotzdem fiel auf, daß besonders Arbeitnehmer in den vermeintlich höher Bioaerosol-belasteten Anlagenbereich durchaus auf Brustschmerzen und -Beschwerden hinwiesen. Hier drängen sich Parallelen zum ODTS auf, wo thoraxassoziierte Symptome als Folge von Inhalationstoxinen (z.B. Endotoxine) auftreten. Das ebenfalls vermehrte Auftreten von Niesen weist auf irritativ wirkende Luftbestandteile wie z.B. Partikel hin. Insgesamt also partikuläre Agentien wie sie auch in Abluftreinigungsanlagen angetroffen werden.

ODTS-  
Symptome

Bioaerosolnach-  
weise oberhalb  
von Expositions-  
richtwerten

Die Erfassung mikrobieller Diversität in Luftproben aus Abwasserreinigungsanlagen erlaubt eine erste Einschätzung über das Gesundheitsrisiko nach Exposition. In Verbindung mit saisonalen Einflüssen konnten OPPLIGER *et al.* (2005) neben Gesamtbakterien, Endotoxinen vornehmlich Bakterien der Familien *Pseudomonadaceae* und *Enterobacteriaceae* ausmachen und kamen zu dem Schluß, daß alle Bioaerosolnachweise oberhalb empfohlener schweizerischer Expositionsrichtwerte lagen. Ähnlich gingen PRZYBULEWSKA und CZUPRYNIAK (2006) vor, die ebenfalls jahreszeitenbeeinflusst neben mikrobiologischen Summenparameter Aktinomyzeten, *Escherichia coli* und *Pseudomonas fluorescens* als Indikatorbakterien in der Luft einer Abwasserreinigungsanlage bestimmten und daraus folgerten, daß die zulässige Anzahl von Mikroorganismen inklusive Pathogene häufig im atmosphärischen Umfeld der Anlage überschritten werden. Außer *Escherichia coli* konnten FRACCHIA *et al.* (2006) zusätzlich luftgetragene Anaerobier, *Staphylococcus aureus* und *Enterococcus* spp. in Abwasserreinigungsanlagen finden. Bezüglich der biologischen Wirkungspotenz von Mikroorganismen werden PRAZMO *et al.* (2003) konkreter, die eine Reihe von klassifizierten Keimgattungen und -arten aufführen, denen sie allergische und immuntoxische Eigenschaften zuordnen: *Acinetobacter calcoaceticus*, *Bacillus subtilis*, *Arthrobacter globiformis*, *Brevibacterium linens*, *Streptomyces albus*, *Saccharomonospora viridis*, *Saccharopolyspora rectivirgula*, *Thermoactinomyces thalophilus*, *Thermoactinomyces vulgaris*, *Thermomonospora fusca*, *Alternaria alternata*, *Candida* spp., *Mucor racemosus*, *Penicillium* spp. (Allergene); *Citrobacter freundii*, *Citrobacter* spp., *Enterobacter cloacae*, *Escherichia coli*, *Hafnia alvei*, *Klebsiella* spp., *Alternaria alternata*, *Penicillium* spp. (immuntoxisch). Das genannte Bakterien- und Pilzspektrum findet sich in vergleichbarer Art (und damit wahrscheinlich auch in seiner allergo-immunotoxischen Potenz) bei KORZENIEWSKA *et al.* (2009) wieder, die in Größenordnungen von  $10^1$  bis  $10^4$  KBE pro  $m^3$  Luft nicht nur heterotrophe psychrophile, psychrotrophe, mesophile wie auch hämolysische Bakterien im Umfeld einer Abwasserbehandlungsanlage gefunden haben, sondern auch nach *Enterobacteriaceae*, *Staphylococcus* spp., *Enterococcus* spp., *Pseudomonas* spp., Aktinomyzeten sowie nach Gattungen und Arten von Pilzen und Hefen differenzieren. Auffällig neben den Nachweisen von *Citrobacter* spp., *Escherichia coli*, *Klebsiella* spp., *Pantoea* spp. oder *Serratia* spp. sind insbesondere die bestimmten Keimtypen *Enterobacter sakazakii*, *Shigella* spp. und *Yersinia enterocolitica*. Der daraus zu ziehende Schluß einer möglichen Präsenz von Zoonoseerregern findet seine Bestätigung ebenso in der gelegentlichen Nachweisbarkeit von luftgetragenen Salmonellen und Shigellen in Abwasserreinigungsanlagen bei CARDUCCI *et al.* (2000), FANNIN *et al.* (1985) und STAMPI *et al.* (2000). Allerdings konnten FRACCHIA *et al.* (2006) *Salmonella* spp. und *Yersinia enterocolitica* nicht in den beiden von ihnen untersuchten Abwasserreinigungsanlagen detektieren. Der Hinweis von SEURI *et al.* (2005), daß Arbeitnehmer in Abwasserreinigungsanlagen hinsichtlich ihres

Allergenität und  
Immuntoxizität  
von Keimen

Nicht auszu-  
schließen sind  
Zoonoseerreger in  
der Luft

Die Erfassung mikrobieller Diversität in Luftproben aus Abwasserreinigungsanlagen erlaubt eine erste Einschätzung über das Gesundheitsrisiko nach Exposition. In Verbindung mit saisonalen Einflüssen konnten OPPLIGER *et al.* (2005) neben Gesamtbakterien, Endotoxinen vornehmlich Bakterien der Familien *Pseudomonadaceae* und *Enterobacteriaceae* ausmachen und kamen zu dem Schluß, daß alle Bioaerosolnachweise oberhalb empfohlener schweizerischer Expositionsrichtwerte lagen. Ähnlich gingen PRZYBULEWSKA und CZUPRYNIAK (2006) vor, die ebenfalls jahreszeitenbeeinflusst neben mikrobiologischen Summenparameter Aktinomyzeten, *Escherichia coli* und *Pseudomonas fluorescens* als Indikatorbakterien in der Luft einer Abwasserreinigungsanlage bestimmten und daraus folgerten, daß die zulässige Anzahl von Mikroorganismen inklusive Pathogene häufig im atmosphärischen Umfeld der Anlage überschritten werden. Außer *Escherichia coli* konnten FRACCHIA *et al.* (2006) zusätzlich luftgetragene Anaerobier, *Staphylococcus aureus* und *Enterococcus* spp. in Abwasserreinigungsanlagen finden. Bezüglich der biologischen Wirkungspotenz von Mikroorganismen werden PRAZMO *et al.* (2003) konkreter, die eine Reihe von klassifizierten Keimgattungen und -arten aufführen, denen sie allergische und immuntoxische Eigenschaften zuordnen: *Acinetobacter calcoaceticus*, *Bacillus subtilis*, *Arthrobacter globiformis*, *Brevibacterium linens*, *Streptomyces albus*, *Saccharomonospora viridis*, *Saccharopolyspora rectivirgula*, *Thermoactinomyces thalophilus*, *Thermoactinomyces vulgaris*, *Thermomonospora fusca*, *Alternaria alternata*, *Candida* spp., *Mucor racemosus*, *Penicillium* spp. (Allergene); *Citrobacter freundii*, *Citrobacter* spp., *Enterobacter cloacae*, *Escherichia coli*, *Hafnia alvei*, *Klebsiella* spp., *Alternaria alternata*, *Penicillium* spp. (immuntoxisch). Das genannte Bakterien- und Pilzspektrum findet sich in vergleichbarer Art (und damit wahrscheinlich auch in seiner allergo-immunotoxischen Potenz) bei KORZENIEWSKA *et al.* (2009) wieder, die in Größenordnungen von  $10^1$  bis  $10^4$  KBE pro  $m^3$  Luft nicht nur heterotrophe psychrophile, psychrotrophe, mesophile wie auch hämolysische Bakterien im Umfeld einer Abwasserbehandlungsanlage gefunden haben, sondern auch nach *Enterobacteriaceae*, *Staphylococcus* spp., *Enterococcus* spp., *Pseudomonas* spp., Aktinomyzeten sowie nach Gattungen und Arten von Pilzen und Hefen differenzieren. Auffällig neben den Nachweisen von *Citrobacter* spp., *Escherichia coli*, *Klebsiella* spp., *Pantoea* spp. oder *Serratia* spp. sind insbesondere die bestimmten Keimtypen *Enterobacter sakazakii*, *Shigella* spp. und *Yersinia enterocolitica*. Der daraus zu ziehende Schluß einer möglichen Präsenz von Zoonoseerregern findet seine Bestätigung ebenso in der gelegentlichen Nachweisbarkeit von luftgetragenen Salmonellen und Shigellen in Abwasserreinigungsanlagen bei CARDUCCI *et al.* (2000), FANNIN *et al.* (1985) und STAMPI *et al.* (2000). Allerdings konnten FRACCHIA *et al.* (2006) *Salmonella* spp. und *Yersinia enterocolitica* nicht in den beiden von ihnen untersuchten Abwasserreinigungsanlagen detektieren. Der Hinweis von SEURI *et al.* (2005), daß Arbeitnehmer in Abwasserreinigungsanlagen hinsichtlich ihres

Antikörperstatus gegenüber Salmonellen nicht auffälliger sind als andere Bevölkerungsgruppen, scheint die untergeordnete Rolle jener Fäkalkeime im Gesamtexpositionsgeschehnis zu bestätigen.

Buntes  
Spektrum an  
Gram-negativen  
Bakterien

In einer Studie wurden neben der aeromikrobiologischen Befunderhebung auch Symptomaten von Arbeitnehmern in den Anlagen per Fragebogen protokolliert wie sie bei LAITINEN *et al.* (1994) in Form von Fieber, Kopfschmerzen oder auch Gastrointestinalstörungen zusammengetragen wurden. Neben mikrobiologischen Gattungsbestimmungen sind auch Artbestimmungen vorgenommen worden. So wurden regelmäßig z.B. *Citrobacter freundii*, *Klebsiella pneumoniae* oder auch *Pantoea* (*Enterobacter*) *agglomerans* angetroffen, was ebenfalls mit den Waschwasserbefunden der BioAbluftRA übereinstimmt. Mit Hilfe des Absetzverfahrens konnten STAMPI *et al.* (2000) eine ähnlich hohe Vielfalt an Gram-negativen Bakterien in einer Abwasserreinigungsanlage nachweisen, zu denen u.a. waschwassertypische Vertreter der Gattung *Pseudomonas* spp., *Aeromonas* spp., *Serratia* spp., *Enterobacter* spp., *Klebsiella* spp., *Citrobacter* spp. oder auch *Acinetobacter* spp. gehörten. Aber auch volumenbezogene Messungen haben derartige Gram-negative Bakterien im Bereich einer Abwasserbehandlungsanlage zu Tage fördern können (BRENNAN-CALANAN u. GALLO 2008).

Bakterielle  
Stäbchen sind  
mit körperlichen  
Beschwerden  
assoziiert

Mit Hilfe einer Direktzählmethode von Bakterien stellten MELBOSTAD *et al.* (1994) fest, daß gesteigerte stäbchenähnliche Bakteriengehalte wie auch eine Erhöhung der Gesamtzahl der Bakterien mit den körperlichen Beschwerden unter den Arbeitnehmern der untersuchten Abwasserbehandlungsanlagen zusammenhängen. Solche Assoziationen waren nicht für sphärische Bakterien und Endotoxine eruierbar. Dem widersprechen die Erhebungen von RYLANDER (1999), der wie bereits auch MATTSBY und RYLANDER (1978) dazu neigt, den Endotoxinen eine wichtige Rolle bei den beobachteten Beschwerden einzuräumen, nachdem LUNDHOLM und RYLANDER (1983) bereits den von Gram-negativen Bakterien freigesetzten Enterotoxinen, unter die auch die Endotoxine neben den Ektotoxinen fallen, eine wichtige Rolle im Expositionsgeschehnis zugeordnet hatten. Dies ließ sich besonders daran ablesen, daß Arbeitnehmer in hoch mit Gram-negativen Bakterien angereicherten Umfeldern signifikant mehr gastrointestinale Beschwerden zeigten. MULLOY (2001) wie auch THORN und KERESKES (2001) bestätigen die Ansicht einer wesentlichen Beteiligung von Endotoxinen an den beobachteten Symptomen. Dies gründet sich nicht zuletzt auf Untersuchungen und Darstellungen des systemisch und akut lokal entzündungsauslösenden Charakters der Endotoxine (MICHEL 1997, MICHEL 2000, SANDSTRÖM *et al.* 1992), die bei langfristig anhaltenden Endotoxininhalationen auch chronische Atemwegserkrankungen verursachen können (GEORGE *et al.* 2001). Da inflammatorische Prozesse immer auch Bestandteil von Immunreaktionen sind, können neben den lokalen Vorgängen auch systemische Effekte wie Leukozytose oder erhöhte Immunglobulinkonzentrationen beobachtet werden, wobei allerdings die kausale Rückführung auf die Expositionssituation an Arbeitsplätzen der Abwasserwirtschaft sehr schwierig ist, da Interferenzen mit nicht arbeitsbedingten Auslösern (z.B. Infektionen, die durch das soziale Umfeld verursacht wurden) nicht sicher ausgeschlossen werden können (VARADARAJAN *et al.* 1991).

Endotoxine als  
Kardinalfaktor  
für Atemwegs-  
erkrankungen

...durch teilweise  
hohe Luftgehalte

Wie bei der Raumluftbefeuchtung so blieben deutlich detektierbare Luftgehalte an Endotoxinen natürlich auch im Abwassermilieu nicht aus. Spannweiten von 6 bis 1.247 EU m<sup>-3</sup> (LEE *et al.* 2006) oder sogar von 38 bis 321.700 EU m<sup>-3</sup> (RYLANDER 1999) verdeutlichen das aerogene Dispersionsvermögen der Endotoxine einerseits,



bestätigen aber wiederum THORN *et al.* (2002a), daß Anlagenmerkmale und Meßstrategien (z.B. stationär, personengebunden, tätigkeitsassoziiert) einen nicht unerheblichen Einfluß auf die Ergebnisse ausüben können (SPAAN *et al.* 2008). Mit einem Medianwert von durchschnittlich 286,5 EU m<sup>-3</sup> in der Naßabscheiderluft der Anlage IV reiht sich dieses Ergebnis in den Reigen von Endotoxingehalten, wie diese in Abwasserreinigungsanlagen nachgewiesen und mit vor Ort angetroffenen Krankheitsbilder dokumentiert wurden (MELBOSTAD *et al.* 1994).

#### *Schwellenwerte für Endotoxine*

Trotz vielseitiger Störfaktoren und methodischer Standardisierungsdefizite, die bei der Definition belastbarer Dosis-Wirkungsbeziehungen gerade im Bereich der Bioaerosole auftreten bzw. angemahnt werden (DOUWES *et al.* 2003, THORNE 2000), bieten sich bei den Endotoxinen Vergleiche mit empfohlenen Schwellenwerten dennoch an, da hierfür die meisten Erfahrungen vorliegen und zumindestens eine Gefährdungsabschätzung angegangen werden kann. Neben den bei SEEDORF und HARTUNG (2002) zusammengestellten Schwellenwerten, werden nach OLENCHOCK (1994) abgestufte Toleranzwerte für das ODTS von 1.000 bis 2.000 ng m<sup>-3</sup>, für akute Bronchokonstriktionen von 100 bis 200 ng m<sup>-3</sup> und für die muköse Membranirritation von mindestens 20 ng m<sup>-3</sup> als effektauslösend angesehen, wobei nach der aktuellen Sichtweise der letztgenannte Luftendotoxingehalt mit umgerechnet 200 EU m<sup>-3</sup> bereits als maximales Expositions-niveau für die Auslösung von Atemwegsentzündung Geltung bekommen soll (THORN *et al.* 2002a). Demnach müßte der Naßabscheideraum alleine durch die Endotoxinpräsenz als möglicher Aufenthaltsraum für Menschen gemäßregelt werden, ebenso gestützt durch die Untersuchungen von VOGELZANG *et al.* (1998), die eine jährliche Abnahme der Einsekundenkapazität (FEV<sub>1</sub>) von 40 ml bei 250 EU m<sup>-3</sup> feststellten. Wird jedoch nach schweizerischen Maßstäben eine akzeptable Endotoxinbelastung von 1000 EU m<sup>-3</sup> angesetzt (ANONYM 2009, OPPLIGER *et al.* 2005), würde die Naßabscheiderluft als relativ unbelastet angesehen werden müssen. Für aerobe mesophile Gesamtkeime, Gram-negative Bakterien und Schimmelpilze werden im übrigen in der Schweiz maximal 10<sup>4</sup> KBE m<sup>-3</sup>, 10<sup>3</sup> KBE m<sup>-3</sup> und 10<sup>3</sup> KBE m<sup>-3</sup> als tolerabel am Arbeitsplatz vorgegeben (ANONYM 2009).

#### *Grenzwerte für Bakterien und Pilze*

Hauptsächlich ältere veröffentlichte Untersuchungen über Bioaersolkonzentrationen in verschiedenen Bereichen von Kläranlagen greift die VDI-Richtlinie 4255 Blatt 1 (2005) auf. Demgegenüber werden in Tabelle 22 nicht nur neuere Literaturbefunde über Bioaersolkonzentrationen im Bereich von Abwasserbehandlungsanlagen dargestellt, sondern auch die mit jenen biologischen Agenzien assoziierten Krankheitsbilder exponierter Personen überblicksweise zusammengetragen. Dies dient der ergänzenden Einschätzung möglicher gleichgesinnter Auswirkungen im Naßabscheidermilieu der biologischen Abluftreinigungsanlagen. Hierzu werden auch die qualitativen Nachweise der spezifischen Mikroorganismen im Waschwasser mit eingebracht, um Parallelen zu den Abwasserbehandlungsanlagen noch deutlicher aufzuzeigen. Methodisch berücksichtigt wird außerdem die Entfernung zwischen Probenahmeverrichtung und Emissionsquelle (z.B. Oberfläche des Belebtschlammes), da in den Fällen wo potentielle Expositionskonzentrationen und beobachtete Symptomaten erörtert werden, Raum-Wirkungsbeziehungen bestehen können, obgleich SAWYER *et al.* (1996) eine exponentielle Abnahme der bakteriellen Konzentrationen mit der Höhe über einem Belebungsbecken nachwiesen und bereits 1 m oberhalb der emittierenden Flächen sich die Bakterien mit etwaiger gesundheitlicher Bedeutung bereits unterhalb der Nachweisgrenze befanden. Die methodische Berücksichtigung dieser Erscheinung ist bei den Probenahmen im Naßabscheider

#### *Zusammenstel- lung literaturbe- zogener Befunde im Abwasser- bereich*



*Luftgehalte bei  
hermetisierter  
und offener Bio-  
aerosolisierung*

der Anlage IV jedoch zu vernachlässigen, da über die gesamte Raumhöhe des Naßabscheiders eine regelmäßige Waschwasserverteilung durch die Sprinklervorrichtung erfolgte und außerdem in den Zwischensprühzeiten durch die geschlossene Bauweise hohe relative Luftfeuchtigkeiten von 92 bis 100% im Inneren auf beständige Waschwasseraerosole hinwiesen, was zwangsläufig auch entsprechend hohe mikrobielle Luftgehalte verursachen mußte und daher durch die im Naßabscheider gefundene hohe Mediankonzentration an Gesamtkeimen von  $1.856.034 \text{ KBE m}^{-3}$  in 1,5 m Probenahmehöhe auch zu belegen war; einmal mehr kontrastiert durch mesophile Gesamtkeimgehalte von nur  $933 \pm 636 \text{ KBE m}^{-3}$  im Bereich eines mit Hilfe von Luft durchwirbelten Sandfanges einer Abwasserbehandlungsanlage (KARRA u. KATSIVELA 2007). Nicht ausgesprochen auffälliger stellen sich die Mediangehalte von  $2,5 \times 10^3 \text{ KBE m}^{-3}$  und  $7,2 \times 10^1 \text{ KBE m}^{-3}$  für mesophile bzw. coliforme Bakterien in einem eingehausten Sandfang bei HAAS *et al.* (2010) dar. Einige Jahre zuvor haben HAAS *et al.* (2002) an der Rechenanlage einer Abwasserbehandlungsanlage Konzentrationen für luftgetragene Bakterien, thermophile Aktinomyzeten, thermophile Bazillen, Schimmelpilze und *Aspergillus fumigatus* bestimmt und für diese Parameter ähnlich hohe Expositionssituationen von  $7,4 \times 10^2 \text{ KBE m}^{-3}$ ,  $1,8 \times 10^1 \text{ KBE m}^{-3}$ ,  $7,1 \times 10^1 \text{ KBE m}^{-3}$ ,  $2,4 \times 10^3 \text{ KBE m}^{-3}$  und  $1,8 \times 10^1 \text{ KBE m}^{-3}$  festgestellt. Auf einem vergleichsweise höheren Konzentrationsniveau bewegen sich mesophile ( $1-1.324 \text{ KBE m}^{-3}$ ) und psychrophile Bakterien ( $14-5.255 \text{ KBE m}^{-3}$ ) bei KRUCZALAK und OLAŃCZUK-NEYMAN (2004), die an unterschiedlichen Prozeßstufen zweier Abwasserreinigungsanlagen gemessen haben. Von dem Autorenduo wurden als potentiell pathogen Staphylokokken, coliforme Keime und *Pseudomonas fluorescens* angesprochen, für die Ausbeuten von  $1-150 \text{ KBE m}^{-3}$  bzw. bis zu  $50 \text{ KBE m}^{-3}$  bei der Gram-negativen Keimfraktion benannt wurden. Daneben wurde darauf verwiesen, daß Sandfänge vergleichsweise hohe mikrobielle Luftgehalte innerhalb der Abwasserreinigungsanlagen verursachten, RANELLI *et al.* (2000) dagegen das Belebungsbecken als Verursacher hoher mikrobieller Freisetzungsmengen in die Luft ausmachten. In diesem Zusammenhang lohnt auch der Verweis auf GREGOVÁ *et al.* (2008) oder PASCUAL *et al.* (2003), die vor Augen führen, wie sich die Auftretenshäufigkeit und Konzentration von Gesamtbakterien, coliformen und hämolytisch aktiven Keimen als auch von Schimmelpilzen und Hefen entlang der verschiedenen Behandlungsstufen unterscheiden können.

*Vielfältigkeit der  
Aufnahmepfade  
von Biopartikeln*

Die gefundenen Krankheitsbilder oder Veränderungen fußen auf weit gefächerten Befunden, die die Haut, das Blutbild, den Respirations- oder Gastrointestinaltrakt betreffen. So läßt sich vermuten, daß Kontakt, Einatmung sowie Abschlucken luftgetragener, biologisch aktiver Komponenten die lokalen und systemischen Wirkungen verursachen. Auffallend ist besonders die Nuancierung der gastrointestinalen Symptome, was sicherlich auf die große Zahl und diversitätsreiche Menge Gram-negativer Bakterien zurückzuführen ist, indem durch das Einatmen deponierte Frachten im Nasopharyngealraum abgeschluckt werden und so gastrointestinal wirksam werden. Vorschub hierfür leistet auch der Kommentar von RYLANDER (1999), der aufgrund der relativ großen Partikelgrößen in Abwasserreinigungsanlagen den oberen Respirationstrakt als wesentlichen Depositionsort ansieht. Experimentell gibt es ferner Anhaltspunkte dafür, daß inhalierte Endotoxine ebenfalls Symptome wie Abdominalschmerzen und Diarrhoe für sich auslösen können (THORN u. RYLANDER 1998), wodurch sich die Hinweise auf die entsprechenden Befunde in Tabelle 22 erklären lassen. Nicht unerwähnt bleiben darf, daß eventuell auch Schmierinfektionen und mundnahe Aerosoldepositionen als Pforte für in den Körper eingetragene Biopartikel fungieren können.

*Effekte durch  
Abschlucken von  
Biopartikel nicht  
vergessen*

**Tabelle 22.** Bioaerosole und assoziierte Krankheitsbilder, klinische Symptome und Humanbefunde in Abwasserbehandlungsanlagen nach Literaturangaben. Zum Vergleich sind gleiche mikrobielle Befunde im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV grau hervorgehoben. Legende der Tabelle auf der letzten Fortsetzungsseite.

Literatur	Konzentration KBE m <sup>-3</sup> , EU m <sup>-3</sup>	QD m	Krankheitsbilder, Symptome, Humanbefunde	Spezifische Keime (Anlage I-IV)
BAUER <i>et al.</i> (2002)	GKZ: 1,7 x 10 <sup>4</sup> MP: 1,7 x 10 <sup>3</sup> TP: 4,5 x 10 <sup>1</sup>	0,5	n.a.	n.a.
BRANDI <i>et al.</i> (2000)	GKZ: 5,6 x 10 <sup>2</sup> MP: 1,1 x 10 <sup>3</sup>	2	n.a.	<i>Escherichia coli</i>
BRENNAN u. GALLO (1999) bzw. BRENNAN- CALANAN u. GALLO (2008)	GKZ: 6,7 x 10 <sup>1</sup>	25	n.a.	<i>Pseudomonas</i> spp. <i>Acinetobacter</i> spp. <i>Serratia</i> spp. <i>Escherichia coli</i> <i>Pantoea</i> spp. <i>Enterobacter</i> spp. <i>Kluyvera</i> spp. <i>Pasteurella</i> spp. <i>Klebsiella</i> spp. <i>Proteus</i> spp.
BREZA-BORUTA u. PALUSZAK <sup>#</sup> (2007)	GKZ: bis 6.600 Pilze: bis 13.950 Aktinomyzeten: bis 380 <i>Pseudomonas</i> spp.: bis 44 <i>E.coli</i> : bis 62 <i>Enterococcus</i> spp.: bis 20 <i>Salmonella</i> spp.: bis 18	1,5	n.a.	n.a.
DOUWES <i>et al.</i> (2001)	Etox: 9,5	PS	Abwasserkontakt ist signifikant korreliert mit Grippe-ähnlichen und neurologischen Symptomen	n.a.
FANNIN <i>et al.</i> (1985)	GKZ: 5,5 x 10 <sup>1</sup> bis 1,3 x 10 <sup>3</sup>	< 150	n.a.	<i>Klebsiella</i> spp. <i>Enterobacter</i> spp. <i>Serratia</i> spp. <i>Salmonella</i> spp. <i>Aeromonas</i> spp. <i>Escherichia</i> spp. <i>Providencia</i> spp. <i>Citrobacter</i> spp. <i>Acinetobacter</i> spp. <i>Pasteurella</i> spp. <i>Proteus</i> spp.

**Tabelle 22** (Fortsetzung 1). Bioaerosole und assoziierte Krankheitsbilder, klinische Symptome und Humanbefunde in Abwasserbehandlungsanlagen nach Literaturangaben. Zum Vergleich sind gleiche mikrobielle Befunde im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV grau hervorgehoben. Legende der Tabelle auf der letzten Fortsetzungsseite.

Literatur	Konzentration KBE m <sup>-3</sup> , EU m <sup>-3</sup>	QD m	Krankheitsbilder, Symptome, Humanbefunde	Spezifische Keime (Anlage I-IV)
KHUDER <i>et al.</i> (1998)	n.a.	n.a.	Gastroenteritis, Abdominal- und Kopfschmerzen, Brustschmerzen und Niesen, Übelkeit, Hautausschlag	n.a.
LATTINEN <sup>1</sup> <i>et al.</i> (1994)	GKZ: 1,6 x 10 <sup>4</sup> Etox: 996	1,5	Fieber, Augen- und Nasenirritationen, Husten, Kopfschmerzen, Erschöpfung, Gastrointestinal-symptome	<i>Achromobacter</i> spp. <i>Acinetobacter</i> spp. <i>Aeromonas</i> spp. <i>Alcaligenes</i> spp. <i>Citrobacter</i> spp. <i>Escherichia</i> spp. <i>Enterobacter</i> spp. <i>Flavobacterium indologenes</i> <i>Klebsiella</i> spp. <i>Rahnella</i> spp. <i>Serratia</i> spp. <i>Pseudomonas</i> spp.
LEDBETTER <i>et al.</i> (1973)	n.a.	n.a.	Vermeehrt Erkältungserkrankungen, Frequenz der Grippe erhöht	n.a.
LUNDHOLM u. RYLANDER (1983)	Gram(-): 1 x 10 <sup>1</sup> bis > 1 x 10 <sup>5</sup>	1,8 <sup>2</sup>	Hautveränderungen, Diarrhoe und Gastrointestinalsymptome, IgM erhöht, Serum-Transaminasewerte erhöht als Zeichen hepatogener Detoxifizierung von Endotoxinen	<i>Klebsiella pneumoniae</i> <i>Escherichia coli</i> <i>Enterobacter agglomerans</i> <i>Aeromonas hydrophila</i> <i>Acinetobacter calcoaceticus</i> <i>Pseudomonas</i> spp. <i>Agrobacterium</i> spp. <i>Flavobacterium</i> spp. <i>Serratia</i> spp. <i>Citrobacter freundii</i>
MATTSBY u. RYLANDER (1978)	GKZ: 1 x 10 <sup>4</sup> bis 1 x 10 <sup>7</sup> Staub: 0,5 – 4,0 (mg m <sup>-3</sup> )	n.a.	Fieber, Augensymptome, Abgeschlagenheit, Diarrhoe; Ig, Leukozyten, Thrombozyten, C-reaktives Protein und Fibrinogen-abbauprodukte erhöht	n.a.
MELBOSTAD <i>et al.</i> (1994)	GKZ <sup>3</sup> : 1 x 10 <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> Etox <sup>4</sup> : 300	n.a.	Erschöpfung, Kopfschmerzen, Übelkeit	n.a.

**Tabelle 22** (Fortsetzung 2). Bioaerosole und assoziierte Krankheitsbilder, klinische Symptome und Humanbefunde in Abwasserbehandlungsanlagen nach Literaturangaben. Zum Vergleich sind gleiche mikrobielle Befunde im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV grau hervorgehoben. Legende der Tabelle auf der letzten Fortsetzungsseite.

Literatur	Konzentration KBE m <sup>-3</sup> , EU m <sup>-3</sup>	QD m	Krankheitsbilder, Symptome, Humanbefunde	Spezifische Keime (Anlage I-IV)
OPPLIGER <i>et al.</i> (2005)	GKZ: bis 11.081 Gram(-): bis 850 MP: bis 2.331 Etox: bis 52,6	1,5	n.a.	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> <i>Pseudomonas pseudocaligenes</i> <i>Pseudomonas putida</i> <i>Pseudomonas luteola</i> <i>Pseudomonas indologenes</i> <i>Pseudomonas acidovorans</i> <i>Pseudomonas oryzae</i> <i>Pseudomonas pickettii</i> <i>Pseudomonas cepacia</i> <i>Klebsiella oxytoca</i> <i>Klebsiella pneumoniae</i> <i>Klebsiella terrigena</i> <i>Enterobacter cloacae</i> <i>Enterobacter aerogenes</i> <i>Enterobacter agglomerans</i> <i>Acinetobacter baumannii</i> <i>Acinetobacter junii</i> <i>Serratia ficaria</i> <i>Serratia liquefaciens</i> <i>Chromobacterium violaceum</i> <i>Ochrobactrum anthropi</i> <i>Aeromonas hydrophila</i> <i>Salmonella arizonae</i> <i>Escherichia coli</i>
PASCUAL <i>et al.</i> (2003)	GKZ: bis 89.750 Pilze: bis 2.810 Coliforme Keime: bis 3.190 <i>Pseudomonas aeruginosa</i> : bis 40	n.a.	n.a.	n.a.

**Tabelle 22** (Fortsetzung 3). Bioaerosole und assoziierte Krankheitsbilder, klinische Symptome und Humanbefunde in Abwasserbehandlungsanlagen nach Literaturangaben. Zum Vergleich sind gleiche mikrobielle Befunde im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV grau hervorgehoben. Legende der Tabelle auf der letzten Fortsetzungsseite.

Literatur	Konzentration KBE m <sup>-3</sup> , EU m <sup>-3</sup>	QD m	Krankheitsbilder, Symptome, Humanbefunde	Spezifische Keime (Anlage I-IV)
PRAZMO <i>et al.</i> (2003)	GKZ: bis 7.070 Etox <sup>4</sup> : bis 52	1,45	n.a.	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i> <i>Aeromonas</i> spp. <i>Chryseomonas luteola</i> <i>Citrobacter freundii</i> <i>Citrobacter</i> spp. <i>Enterobacter cloacae</i> <i>Escherichia coli</i> <i>Hafnia alvei</i> <i>Klebsiella</i> spp. <i>Pseudomonas</i> spp. <i>Serratia</i> spp. <i>Stenotrophomonas maltophilia</i> <i>Bacillus cereus</i> <i>Bacillus megaterium</i> <i>Bacillus subtilis</i> <i>Bacillus</i> spp. <i>Corynebacterium</i> spp. <i>Micrococcaceae</i> <sup>6</sup>
RANDALL u. LEDBETTER (1966)	GKZ <sup>5</sup> : 4,1 x 10 <sup>5</sup>	0,6	n.a.	n.a.
RYLANDER (1999)	Etox <sup>4</sup> : 38 bis 321.700	n.a.	Nasenirritationen, Abgeschlagenheit, Diarrhoe, Hypereagibilität der Atemwege	n.a.
SCARLETT-KRANZ <i>et al.</i> (1987)	n.a.	n.a.	Kopfschmerzen, Übelkeit, Rachenreizungen, Diarrhoe	n.a.
SEURI <i>et al.</i> (2005)	n.a.	n.a.	Gastrointestinale Symptome: Bauchschmerzen, wäßriger Stuhl, veränderte Stuhlgangsgewohnheiten, Übelkeit; Kopfschmerzen, Juckreiz und Rötung der Haut	n.a.
SMIT <i>et al.</i> (2005)	Etox: 0,6 bis 2.093	PS	Endotoxin-assoziierte Symptomcluster: (a) Symptome des unteren Respirationstraktes und der Haut, (b) Grippe-ähnliche und systemische Symptome, (c) Symptome des oberen Respirationstraktes; signifikante Dosis-Wirkungsbeziehung zwischen Endotoxin und Symptomcluster (a) und (b)	n.a.



**Tabelle 22** (Fortsetzung 4). Bioaerosole und assoziierte Krankheitsbilder, klinische Symptome und Humanbefunde in Abwasserbehandlungsanlagen nach Literaturangaben. Zum Vergleich sind gleiche mikrobielle Befunde im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV grau hervorgehoben. Legende der Tabelle auf der letzten Fortsetzungsseite.

Literatur	Konzentration KBE m <sup>-3</sup> , EU m <sup>-3</sup>	QD m	Krankheitsbilder, Symptome, Humanbefunde	Spezifische Keime (Anlage I-IV)
SPAAN <i>et al.</i> (2008)	Staub: bis 12,6 (mg m <sup>-3</sup> ) Etox: 0,2 – 2.135 GKZ: 10 <sup>3</sup> – 10 <sup>4</sup>	1,5	n.a.	n.a.
STAMPI <i>et al.</i> (2000)	n.a.	1	n.a.	<i>Pseudomonas</i> spp. <i>Shigella</i> spp. <i>Legionella</i> spp. <i>Salmonella</i> spp. <i>Aeromonas</i> spp. <i>Serratia marcescens</i> <i>Enterobacter</i> spp. <i>Acinetobacter</i> spp. <i>Chryseomonas luteola</i> <i>Citrobacter freundii</i> <i>Moraxella</i> spp. <i>Agrobacterium radiobacter</i> <i>Xantomonas maltophilia</i> <i>Pasteurella</i> spp. <i>Haffnia alvei</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Klebsiella</i> spp. <i>Providencia</i> spp. <i>Bordetella bronchiseptica</i> <i>Achromobacter</i> spp. <i>Morganella morganii</i>
THORN <i>et al.</i> (2002b)	n.a.	n.a.	Atemwegssymptome, chronische Bronchitis, toxische Pneumonitis, ZNS-Symptome (Kopfschmerzen, Müdigkeit, Konzentrations- schwäche), gastrointestinale Symptome, Gelenkschmerzen	n.a.

**Tabelle 22** (Fortsetzung 5). Bioaerosole und assoziierte Krankheitsbilder, klinische Symptome und Humanbefunde in Abwasserbehandlungsanlagen nach Literaturangaben. Zum Vergleich sind gleiche mikrobielle Befunde im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV grau hervorgehoben. Legende der Tabelle auf der letzten Fortsetzungsseite.

Literatur	Konzentration KBE m <sup>-3</sup> , EU m <sup>-3</sup>	QD m	Krankheitsbilder, Symptome, Humanbefunde	Spezifische Keime (Anlage I-IV)
THORN u. BEIJER (2004)	EtoX <sup>14</sup> : 42 – 1.850 H <sub>2</sub> S: 0 – 6,6 ppm	PS	Toxische Pneumonitis, ungewöhnliche Müdigkeit, weicher Stuhlgang, Gelenkschmerzen; geringere Lymphozyten-, höhere Neutrophilengehalte im Blut; Assoziationen zwischen erhöhten C-reaktiven Proteinen und Allgemeinsymptomen (= Gelenkschmerzen, ungewöhnliche Müdigkeit, Kopfschmerzen, Konzentrationsschwäche), erhöhtem IL 8-Gehalt in NAL und verstopfter Nase sowie vermindertem FEV <sub>1</sub> und respiratorischen und gastrointestinalen Symptomen	n.a.
ZUSKIN <i>et al.</i> (1993)	n.a.	n.a.	Obstruktionen der Luftwege und Bronchitis, Husten, Engegefühl in der Brust, Dyspnoe, Brennen im Hals, Übelkeit, Augen- und Hautirritationen	n.a.

<sup>11</sup>: Angegeben wurden Medianwerte aus dem Belebtschlammbereich, Originalendotoxinwerte wurden von ng in EU gemäß Konventionierungsvorgabe in der Veröffentlichung umgerechnet (1 ng ≈ 12 EU)

<sup>12</sup>: Angegeben wurde die Probenahme in Einatemhöhe, daher wurde näherungsweise eine Probenahmehöhe von 1,8 m angenommen.

<sup>13</sup>: Keimzahl durch mikroskopische Direktzählung

<sup>14</sup>: Umrechnung von ng in EU, angenommen 1 ng ≈ 10 EU

<sup>15</sup>: Umgerechnet aus Basiswert von 1.170 KBE ft<sup>-3</sup>

<sup>16</sup>: *Staphylococcus* spp., *Streptococcus* spp.

#: Nur Befunde von Sandfang und Belüftungsbecken berücksichtigt

FEV<sub>1</sub>: Forcierte expiratorische Volumen in 1 Sekunde (Einsekundenkapazität)

IL 8: Interleukin 8 (zellulärer Botenstoff)

NAL: Nasallavage (Nasenspülung)

QD: Quelldistanz bzw. Höhe über Grund der Probenahme

GKZ: mesophile Gesamtkeime

MP: mesophile Pilze

TP: Thermotolerante bzw. thermophile Pilze

Gram(-): Gram-negative Bakterien

Etox: Endotoxine

PS: *personal sampling* bzw. zusätzlich zur ortsfesten Probenahme

n.a.: nicht angegeben

**Prozeßwasser-Aerosol-Atemtrakt-Interaktion.** Ein für die Lungengesundheit bedeutender Faktor ist die Partikelgrößenverteilung im Aerosol, da hierüber Aussagen über die Einatembarkeitstiefe von luftgetragenen Partikeln ermöglicht werden. Diese Beobachtung trägt mit zu den geschilderten pathologischen Erkrankungsformen und Symptomatiken des Atemtraktes bei.

*Verhalten von  
Partikeln im  
Atemtrakt*

Der DIN EN 481 (1993) entsprechend, hat sich zur humanrelevanten Charakterisierung eines Aerosols die Einteilung in eine einatembare, thoraxgängige und alveolengängige Fraktion als zweckmäßig erwiesen, wobei den beiden letztgenannten Fraktionen wegen ihrer pulmonalen Penetrationstiefe die größte Bedeutung zukommt. Von der Einatembarkeit von Partikeln zu unterscheiden ist die Deposition, denn eingeatmete Partikel müssen nicht zwangsläufig über die Mechanismen von Impaktion, Interzeption, Sedimentation und Diffusion im Atemtrakt vollständig abgelagert werden, sondern werden teilweise auch wieder ausgeatmet. Wie bei der Einatembarkeit entscheidet neben anatomisch-physiologischen Gesichtspunkten die Partikelgrößenverteilung über das Depositionsvermögen der Partikel in den unterschiedlichen Kompartimenten des Atemtraktes (HEYDER *et al.* 1986, HINDS 1999, HOFMANN u. BERGMANN 1998).

*Thorax-gängige  
Partikel*

Werden die Partikelgrößenzählungen im Naßabscheider mit denen im Stall der Anlage IV verglichen, so war der Anteil der thoraxgängigen Partikel (50%-iger Abscheidegrad für Partikel bis zu 10 µm) mit > 99% an der Gesamtpartikelzahl in beiden Probenahmeräumen gleich groß. Dies entspricht zumindestens stallseitig durchaus Ergebnissen anderer Untersucher (siehe SEEDORF u. HARTUNG 2002).

*Alveolengängige  
Partikel*

Für die alveolengängigen Partikelfrachten ergab sich ein etwas differenzierteres Bild. Machten im Stall der Anlage IV die alveolengängigen Partikel (50%-iger Abscheidegrad für Partikel bis zu 4 µm Größe) einen Anteil von 86,5% aus, so stieg im Naßabscheider der entsprechende Anteil auf 89,1%. Auch wenn wegen der großen Gesamtoberfläche der Alveolen und der daraus resultierenden geringen Flächendosis deponierter Stoffe eine Wirkung weniger häufig angenommen werden könnte, so führt die Filtercharakteristik des Atemtraktes doch dazu, daß das Noxenpotential feiner Teilchen wegen der größeren Eindringtiefe in die Lunge grundsätzlich höher eingeschätzt werden muß als das der größeren Teilchen (KÖHLHÄUFL 1998). Daher ist es diskussionswürdig, ob entgegen der im Vergleich zum Stall um Faktor 3,5 geringeren durchschnittlichen Partikelkonzentration, die relative Verschiebung um 2,6% in Richtung feinerer Partikel für den Aufenthalt im Naßabscheider inhalationsbiologisch bedeutsam ist. Angeführt werden kann nämlich auch, daß die biologische Auseinandersetzung mit den deponierten Partikeln in den frei von mukoziliären Clearancemechanismen terminalen Endbahnen und Alveolen eine relativ größere organische Belastung bedeuten könnte; nicht zuletzt auch, weil die alveoläre Clearance langsamer verläuft. Bei anhaltender Schadstoffexposition kann daher die deponierte Menge einer Noxe kumulieren, verstärkt damit die Beeinträchtigung der Clearance und ruft auf diese Weise eine Eskalation der Schadstoffwirkung im Langzeitverlauf hervor. Bei ähnlichem Konzentrationsniveau der Noxe in der Umgebungsluft kann dieser Mechanismus bei Personen mit vorgeschädigter Clearance bereits während der Erstexposition zu höheren Gesundheitsrisiken führen (KÖHLHÄUFL 1998). Daher darf neben dieser rein funktionalen Betrachtungsweise über das Schicksal von lungendeposierten Partikeln darüber hinaus nicht vergessen werden, daß die Partikel als Vehikel für die vielfältigen hygienisch relevanten Mikroorganismen und der schwellenwertüberschreitenden Endotoxine im Naßabscheider fungieren.

*Bedeutung der  
pulmonalen  
Clearance*

*Partikel mit  
Carrier-  
Funktion*

### Hygroskopie und Quellbarkeit bei Partikeln

Die Flüssigpartikelzählung hat gegenüber der Detektion der Partikel im originär luftgetragenen Zustand den Vorzug, das hygroskopische Potential der biogenen Partikel „nachahmen“ zu können. Dies ist aus inhalationsbiologischen Erwägungen deshalb wichtig, weil sich der Partikeldurchmesser von hygroskopischen Teilchen beim Transport durch die Atemwege infolge Feuchtigkeitsaufnahme erhöht und sich daher Ort und Menge der deponierten Stoffe gegenüber „trockenen“ Partikeln ändert (COX 1995a, DFG 2001, MADELIN u. JOHNSON 1992, REPONEN *et al.* 1996). Die Feuchtigkeitsaufnahme durch die Partikel im Atemtrakt wird im oberen Respirationstrakt durch relative Luftfeuchtigkeiten von mindestens 95% bis > 99% bedingt (FERRON *et al.* 1988, IRLBECK 1998, PRIMIANO *et al.* 1988). Damit sind Feuchtigkeitsverhältnisse geschaffen, wie sie bereits im Naßabscheider existieren und durch die Probenahme in Impingern und daraus folgender Flüssigpartikelzählung aufrechterhalten werden. Hygroskopische Partikel aus der Luft konnten auf diese Weise konserviert werden, so daß der Anteil der alveolengängigen Fraktion quasi *in situ* bestimmt werden konnte.

### Impingement als Nachahmer für Hygroskopie- effekte

### Flüssigpartikel- zählung versus...

Entgegen der Situation im Stall, wo primär feste Bestandteile dispers verteilt sind, ist im Naßabscheidermilieu zusätzlich die tropfenartige, liquide Partikeldispersion zu berücksichtigen, wie es die hohen relativen Luftfeuchtigkeitsgehalte bereits vermuten lassen. Der Einsatz des vorgestellten Flüssigpartikelzählverfahrens war durchaus zweckmäßig, da feste Partikelbestandteile aus den ariden Stallinnerem mit denen im Naßabscheider und oberhalb der Biofilterbetten bestimmt werden konnten und auf diese Weise die unbedingt notwendige methodische Standardisierung über alle Beprobungsorte zu gewährleisten war. Für die rein arbeitshygienische Bewertung der Aerosolsituation im Naßabscheiderbereich weist diese Methodik jedoch gewisse Nachteile auf, da keine Analyse der Wassertropfen im luftgetragenen Zustand durchführbar war. Denn auch diese Tropfen sind prinzipiell einatembar und enthalten gelöste (z.B. Salze) und suspendierte Bestandteile (z.B. Bakterienzellen) und müssen nicht zwangsläufig durch das Impingement aspiriert worden sein, da besonders bei Tröpfchen komplizierte physikalische Vorgänge wie Kondensation, Nukleation, Evaporation und Koagulation bekannt sind (HINDS 1993) und hierüber das aerodynamische Verhalten sowie die physische Präsenz in Qualität und Quantität beeinflusst werden. Solide Partikel aber, ob isoliert, hygroskopisch oder in Wassertropfen inkorporiert vorliegend, behalten prinzipiell ihre Form und werden bei der Flüssigpartikelzählung ausschließlich erfaßt.

### Aerosolspektro- metrie

Ein zusätzliches in der Anlage IV mit betriebenes optisches online-Partikelzählgerät (siehe Abb. 16c), das üblicherweise alle in die Meßzelle aspirierten Aerosole detektiert, läßt den Grund für die Notwendigkeit einer Unterscheidung zwischen direkter luftgetragener und flüssigkeitsgebundener Partikelzählung erkennen. Waren gegenüber dem Stall nur noch etwa 28% der Partikel im Naßabscheider mit der flüssigkeitsgebundenen Partikelzählung zu finden gewesen, so detektierte das online-Meßgerät nun 20% mehr Partikel im Naßabscheider als im Stall. Mögliche Fragen der meßtechnischen Genauigkeit oder Abweichungen aufgrund andersartiger Meßprinzipien der eingesetzten Bestimmungsverfahren mögen der Erörterung bedürfen, warum diese entgegengesetzten Ergebnisse auftraten. Auf der anderen Seite können sie aber auch als wertvoller Hinweis gewertet werden, bei zukünftigen Messungen entsprechend ausgerichtete Meßstrategien zu konzipieren. Dies kann einer umfassenden arbeitshygienischen Bewertung in Naßräumen nur dienlich sein, da neben den festen Partikelbestandteilen auch tropfenförmige Teilchen (Nebel) als Expositionsfaktor

### Flüssige und feste Partikel in der Expositionsluft

zu erfassen sind. Die Untersuchungen von KANE *et al.* (1993) unterstreichen diesen Aspekt. Die Autoren konnten für Raumluftbefeuchter typische Tröpfchengrößen von 0,5 bis 3,0 µm feststellen, wodurch schließlich die Lungenalveolen als bedeutender Depositionsort in Frage kommen und damit das pulmonale Penetrationspotential der Tropfen sowie die Koexistenz entsprechender Antigene als eine wichtige Voraussetzung für die Initialisierung der EAA anzusehen ist. Auch bei der Expositionsbewertung in Abwassereinigungsanlagen werden bakteriell befrachtete sehr kleine Partikel mit erhöhten Risiken verbunden. PRAZMO *et al.* (2003) belegten, daß 24,1 bis 100% der gesammelten Bioaerosole alveolengängig waren, ohne jedoch explizit auszusagen, daß es sich um tropfenartige statt solide partikuläre Aerosole handelte. Probenahmen u.a. im Bereich der belüfteten Belebungsbecken dürften vermuten lassen, daß hier wesentliche Anteile von tropfenförmigen Teilchen zugegen waren.

#### *Tröpfchenbildung*

Die obigen Ausführungen lassen erahnen, wie wichtig die Einbindung der Tröpfchenbildung in den biologischen Abluftreinigungsanlagen für die ganzheitliche Bioaerosolerfassung ist. Hierbei sind zwei wesentliche, synergistisch auf die Bildung mikroorganismenhaltiger Tröpfchen wirkende Mechanismen zu unterscheiden:

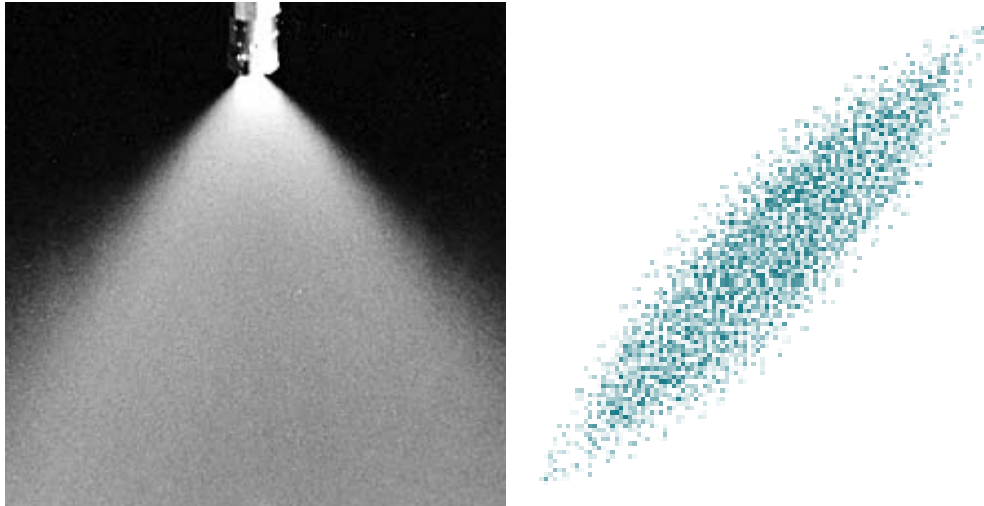
#### *...durch Sprühdüsen*

1. *Prozeßwasserausbringung über Sprinklerdüsen.* Die mikrobielle Konzentration in Wasseraerosolen ist eine Funktion der Keimkonzentration im Prozeßwasser und der Aerosolisierungseffizienz des Sprüheffektes selbst. Letzteres hängt ab von der Sprühdüsengröße, vom Druck, dem Austrittswinkel des Sprühwassers, dem Eintrittswinkel des Sprühwassers relativ zur Richtung der umgebenden Luftströmung und von Impaktionshindernissen (ANONYM 1982), die an der Sekundärbildung von Aerosolen im Naßabscheider beteiligt sind (**Abb. 68**). An den flüssigkeitsbenetzten Oberflächen könnten sich außerdem unter bestimmten Luftströmungsumständen (Venturi-Effekt) sekundäre Aerosole bilden.

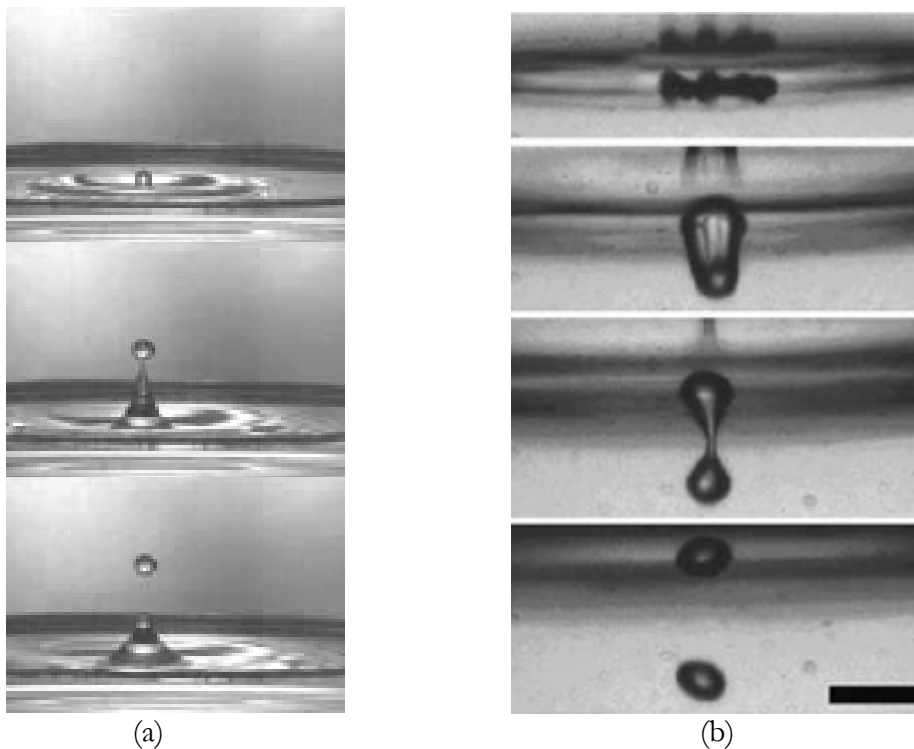
#### *...durch Impaktionsvorgänge*

2. *Agitation der Prozeßwasseroberfläche der Wasserspeicherbecken.* Das gravitationsbedingte Absinken von Tropfen in Richtung Wasserspeicherbecken verursacht (a) den Aufprall der Tropfen auf eine träge Wasseroberfläche mit nachfolgender Sekundärtropfenbildung in den über der Wasseroberfläche befindlichen Luftraum hinein (MANZELLO u. YANG 2002) und (b) eine Luftblasenbildung infolge der Tropfenimpaktion (THORODDSEN *et al.* 2003, **Abb. 69**), wobei beim Aufsteigen der Luftblasen an die Wasseroberfläche sich Partikel, und damit also auch Mikroorganismen, an der Luft-Wassergrenzfläche der Blasen anreichern können und das nachfolgende Aufplatzen der Blasen an der Wasseroberfläche wiederum zahlreiche keimhaltige Tröpfchen generiert und freisetzt (BARON u. WILLEKE 1986), was ebenfalls als eine Sekundäraerosolbildung aufgefaßt werden kann (**Abb. 70**).

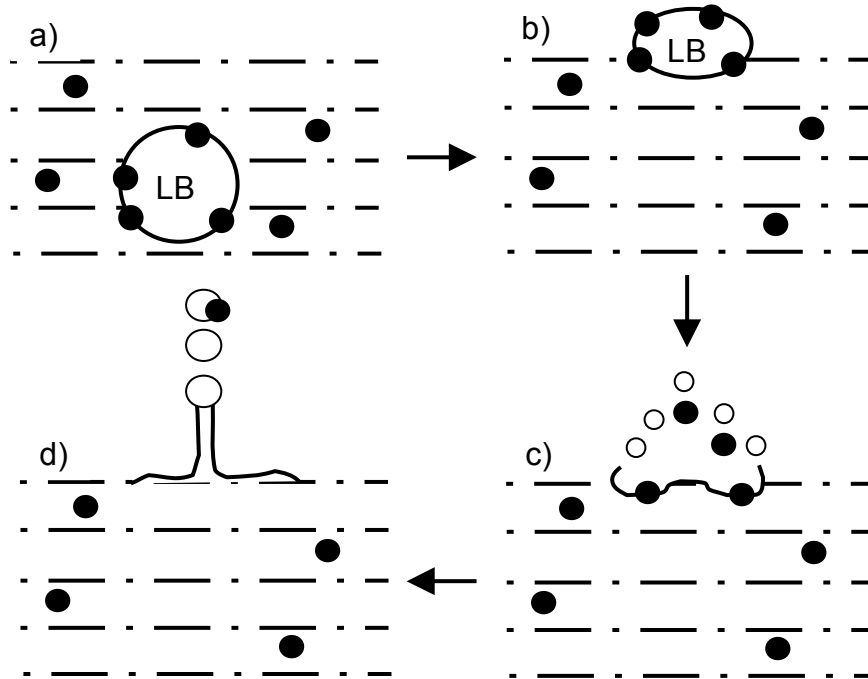




**Abb. 68:** Sprinklerdüse wie sie in Anlage IV beispielsweise in Form einer Flachstrahldüse mit bandförmigen Strahlprofil benutzt wurde. Beachte die unterschiedlich großen punktförmigen Ausdehnungen des Strahlprofils als Ausdruck unterschiedlich großer Tropfen (Bildnachweis: Spraying Systems GmbH, BR Deutschland).



**Abb. 69:** Sekundäre Tropfenbildung nach Aufprall eines Tropfens auf eine Wasseroberfläche (a, MANZELLO u. YANG 2002) und Luftblasenbildung infolge der Tropfenimpaktion (b, THORODDSEN *et al.* 2003).



**Abb. 70:** Auftrieb von Luftblasen (LB) mit grenzphasig angeordneten Partikeln (Mikroorganismen) im Wasser (a und b). Aufplatzen der Luftblasen an der Wasseroberfläche und Freisetzung von Partikeln und Tropfen (c, “film droplets”). Rückstoß der platzenden Luftblase erzeugt einen beschleunigten stiftförmigen Wasserstrahl, der sich anschließend in mehrere Tropfen auflöst (d, “jet droplets”), die im Allgemeinen größer sind als die “film droplets” und partikeltragend sind (nach BARON u. WILLEKE 1986).

*Keimtropfen-  
bildung aus der  
Wasseroberfläche  
heraus*

Jegliche Agitation von Wasseroberflächen kann somit keimhaltige Wassertropfen generieren, deren Konzentration mit zunehmender Oberflächenagitation ebenfalls ansteigt; ein Umstand, der in Abwasserbehandlungsanlagen zu technischen Anpassungen führt, um Biopartikelfreisetzungen und damit mikrobiologische Expositionsgefahren zu minimieren (FERNANDO u. FEDORAK 2005, SÁNCHEZ-MONEDERO *et al.* 2008). Einmal in den Luftraum entlassen, ist die Stabilität der Tropfen im aerogenen Zustand u.a. stark von der gegenwärtigen Luftfeuchtigkeit abhängig. Sind Feuchtigkeitsverhältnisse nahe 100% geschaffen, behalten die Tropfen ihren Durchmesser (BARON u. WILLEKE 1986) und die liquide Dispersion kann daher als beständiger Carrier innerhalb der Anlage fungieren. Ob weitere Faktoren die Dynamik der Aerosolbildung im Naßabscheider mit bestimmen und damit expositionsbeeinflussend wirken, gibt Anlaß für Fragen, für die es wünschenswert ist, orientierende Antworten zu bekommen, auch wenn für Erklärungszwecke stellenweise auf andere Technikbereiche mit wasserbürtigen Aerosolen zurückgegriffen werden muß:

*Fragen zu  
Tropfenbildungs-  
mechanismen*

- (a) Welche vornehmlichen Tröpfchengrößen werden generiert ?
- (b) Gibt es Mechanismen, die eine Veränderung der Tröpfchen- bzw. Partikelgrößenverteilung bedingen ?
- (c) Kann der Beladungszustand der Tröpfchen mit Mikroorganismen verändert werden ?
- (d) Lassen sich theoretische Überlegungen anstellen, welche Auswirkungen etwaige Partikelgrößenvariabilitäten auf das individuelle Expositionsausmaß haben könnten ?

#### *Sprühdüsen und Tropfengröße*

*Ad* (a) Ungeachtet einer großen Bandbreite unterschiedlich konfigurierter Sprinkler- oder Sprühdüsen, die unter variablen Betriebsbedingungen (Wasserflußrate, Druck u.ä.) eingesetzt werden, bewegen sich die generierten Tropfengrößen zwischen etwa 0,5 und 4,0 mm bei Sprinklern (FAO 1988) und bei Sprühdüsen zwischen etwa 1,0 bis 2,0 mm (DA SILVA *et al.* 2000). In dieser Größenordnung erfüllen die Tropfen eher die Kriterien für Regentropfen mit Durchmessern von  $> 0,1$  mm (HUPFER u. KUTTNER 1998). Verlässliche Angaben über das erzeugte Teilchengrößenspektrum der in den BioAbluftRA eingesetzten Versprühungsrichtungen lassen sich günstigenfalls in den Herstellerspezifikationen finden.

#### *Mechanismen der Tropfenbildung*

*Ad* (b) Daß die Wasserwasserversprühung eine Generierung von relativ kleinen, lungengängigen Aerosolpartikel im  $\mu\text{m}$ -Bereich nach sich zieht, läßt sich näherungsweise mit Hilfe der Untersuchungen von ROSE *et al.* (1998) belegen, die einen 5,2-fachen Anstieg der alveolengängigen Aerosolpartikel alleine beim Betrieb der Wasserspiele in einem Schwimmbad gemessen haben, was zugleich mit einer 8-mal höheren Endotoxinkonzentration einherging. Schon der alleinige Betrieb der Wasserfälle und Fontänen führte zu einem signifikanten, 1,4-fachen Anstieg der Aerosolpartikel im Größenbereich von 0,45 bis 7,5  $\mu\text{m}$ . Auf die Naßabscheidersituation übertragen bedeutet das, daß zwei wesentliche Mechanismen der Tropfenbildung im  $\mu\text{m}$ -Bereich zu berücksichtigen sind. Beim Austritt des Wassers aus den Sprühhvorrichtungen formen sich zunächst große Tropfen. Entlang ihrer Flugbahn, die als Resultierende aus Austrittsgeschwindigkeit, Rohgasstrom und freiem Fall aufzufassen ist, hält die Oberflächenspannung der Tropfen nicht mehr dem Luftwiderstand stand, so daß die Tropfen in sehr viele kleine Tropfen „zerrissen“ werden (WELANDER u. VINCENT 2001), vergleichbar mit der Fragmentierung eines Tropfens, wie dies VILLERMAUX und BOSSA (2009) anhand von niederfallenden Regentropfen photographisch festgehalten haben. Ferner verursachen die freigesetzten Wassermassen aerosolauslösende Aufpralleffekte, die ebenfalls feine, lungenrelevante Tropfen entstehen lassen. Solche Aufpralleffekte sind an Oberflächen (z.B. Filterwände der Anlage IV) innerhalb des räumlich eng begrenzten Naßabscheiders zu beobachten. Alle diese Mechanismen tragen im Endeffekt zum Aerosolisierungsgrad des Prozeßwassers bei. Um einen derartigen Partikeltransfer vom Prozeßwasser in die Luft zu beschreiben, haben BAUER *et al.* (2002) für den Bereich der Abwasserreinigung eine sog. *aerosolization ratio* definiert, die durch den Quotient aus luftgetragener und wassergetragener Gesamtkeimkonzentration ( $\text{KBE m}^{-3} \text{Luft} / \text{KBE m}^{-3} \text{Wasser}$ ) beschrieben wird, und für das Belebtschlammumfeld einen Wert von  $1,7 \times 10^{-10}$  angegeben. Übertragen auf den Naßabscheider der Abluftreinigung stellt sich heraus, daß dieser Quotientwert um mehr als das 2.000-fache übertroffen wird, was sicher angesichts der aktiven Versprühung des hoch mikrobiell kontaminierten Waschwassers in einem umschlossenen Raum wie dem Naßabscheider erwartet werden durfte. Auch PATENTALAKIS *et al.* (2008) greifen im

#### *Aerosolisierungsgrad des Waschwassers*

Zuge ihrer Untersuchungen in einer Abwasserbehandlungsanlage auf eine derartige Quotientenbildung zwischen bakteriellen Luft- und Abwassergehalten zurück, wodurch sich, grob schätzend aus den dortigen Diagrammen abgeleitet, eine Ratio von etwa  $10^{-7}$  ergibt. Mit Hilfe der FISH (*fluorescence in situ hybridization*)-Technik gelingt es den Autoren unter den angetroffenen Beprobungsbedingungen eine lineare Regressionsgleichung für *Escherichia coli* und *Klebsiella pneumoniae* aufzustellen, die eine straffe Beziehung zwischen den bakteriellen Zellgehalten von Luft und Abwasser vorweist und zur Hoffnung Anlaß gäbe, allein durch Konzentrationsbestimmungen im mikrobiell angereicherten Prozeßwasser zu einer korrespondierenden Luftgehaltsvorhersage kommen zu können.

*Aufplatzende  
Luftblasen als  
Vorgang mikro-  
bieller An-  
reicherung in  
Tropfen*

Ad (c) Die bislang aufgezeigten Mechanismen der Tropfenbildung lassen sich durch eine weitere Variante ergänzen, die den mikrobiellen Beladungszustand von Tropfen beeinflusst, ein Phänomen, das bereits BLANCHARD und SYZDEK (1970) skizzierten und im Prinzip durch die Abbildungen 69 und 70 gestützt wird. Sie konnten zeigen, daß die bakterielle Konzentration in aus aufplatzenden Blasen entstehenden Tropfen in Abhängigkeit von der Tropfengröße 10 bis 1.000 mal höher sein kann als in der Wasserquelle selbst. In diesem Zusammenhang sind die *in vitro*-Versuche von PARKER *et al.* (1983) sehr aufschlußreich, die für eine Reihe von bakteriellen Isolaten Anreicherungsfaktoren von bis zu 69.000 in den Aerosolen bestimmt haben und es sich hierbei um Keime handelte, die auch im Waschwasser nachzuweisen waren (Pseudomonaden) bzw. deren Existenz im Waschwasser theoretisch angenommen werden kann (Legionellen, Mykobakterien, s.u.). Gründe für diese Art der Keimkumulation liegen in der hydrophoben bakteriellen Zellhülle einiger Bakterien. Dazu gehörende Mykobakterien werden in die Wasser-Luftgrenzschicht gedrängt und sind daher vermehrt in aerosolisierten Tropfen vorzufinden. Daraus läßt sich für etwaige Probenahmen ableiten, daß besonders die direkte Wasseroberfläche und wasseroberflächennahe Tropfendispersionen für die Nachweisbarkeit geeignet sind, wie auch wasseroberflächennahes partikuläres organischen Material, daß als Nährstoffquelle für Mykobakterien in Frage kommt (FALKINHAM 2009a). Es sollte daher damit gerechnet werden, daß die aufgezeigten Effekte ähnliche Vorgänge der Anreicherung im Naßabscheider hervorrufen und zusammen mit Evaporationsvorgängen der Wassertropfen, eine Aufkonzentrierung von Bakterien in den Wassertropfen denkbar wäre, ohne jedoch an dieser Stelle etwaige tenazitätsmindernde Einflüsse durch Evaporationen (z.B. osmotischer Stress) zu berücksichtigen.

*Kumulation von  
Keimen in  
Tropfen durch  
Hydrophobie*

*Evaporation als  
Grund für  
Größenschwund  
von Tropfen*

Nicht zuletzt durch die aufgezeigten Aufkonzentrierungsvorgänge wird neben einer höheren Penetration kleinerer Wassertropfen in den Atemtrakt hinein auch eine relativ größere Bakterienmenge freigesetzt. Dagegen würden weniger gehaltvolle große Tropfen im oberen Respirationstrakt deponiert werden und durch Clearancemechanismen auch schneller eliminiert werden können (z.B. oralwärtiger Abtransport). Diese Entlastung des Atemtraktes kann jedoch zu einer Belastung des Magen-Darmtraktes werden, wenn nämlich gastrointestinal infektiös wirkende Bakterien und/oder Viren im Folgenden abgeschluckt werden (TELTSCH u. KATZENELSON 1978). Offensichtlich führt aber auch die Einatmung selbst bereits zu einer Befrachtung des Magen-Darmkanals mit Biopartikeln, wie dies THOMAS *et al.* (2008) an einem murinen Modell darstellen konnten. Es darf nämlich angenommen werden, daß im Zuge der Inhalation besonders die pharyngeal deponierten Partikel regelmäßig abgeschluckt werden.

*Abschlucken  
keimbelasteter  
Tropfen*

*Bedeutung des  
Oberflächen-  
Volumen-Ver-  
hältnisses*

*Kontaktausmaß  
zwischen Tropfen  
und Lungenober-  
fläche*

*Ad (d)* Daneben nimmt aber auch die Gesamtoberfläche der Tropfen mit sinkendem Tropfendurchmesser zu; ein Zustand, der in der Aerosolmedizin bei Provokationstests und der Applikation pharmakologisch wirksamer Substanzen mit Hilfe von Verneblern, Inhaliergeräten u.ä. erwünscht ist, jedoch unter den hier diskutierten arbeitshygienischen Belangen risikoreich sein kann. Dies läßt sich gut an einem Zahlenspiel verdeutlichen, indem Tropfen als geometrisch geformte Kugeln angesehen werden. Bezogen auf einen Liter Wasseraerosol, würde dies  $1,91 \times 10^{12}$  Tropfen mit  $10 \mu\text{m}$  Durchmesser entsprechen. Wird der Tropfendurchmesser auf  $5 \mu\text{m}$  halbiert, steigt die Tropfenzahl auf  $1,53 \times 10^{13}$ . Damit wird nicht nur die anzahlmäßige Expositionsbelastung erhöht, sondern auch die Gesamtoberfläche des Wasseraerosols steigt pro Liter von etwa  $600 \text{ m}^2$  auf mehr als  $1200 \text{ m}^2$ . Wird bei einem Erwachsenen von einer inneren Lungenoberfläche von etwa  $100 \text{ m}^2$  und einem Atemzugvolumen von  $0,5 \text{ l}$  ausgegangen, würde innerhalb von zwei Atemzügen und einer hundertprozentigen pulmonalen Penetration  $5 \mu\text{m}$  großer Tropfen jeder Quadratmeter Lungenoberfläche mit  $12 \text{ m}^2$  potentiell reaktiver Wasseraerosoloberfläche konfrontiert werden, ohne jedoch Aussagen über die wirklich deponierte Menge treffen zu können. Diese große Oberfläche vermag trotz der von KOHLHÄUFL (1998) angeführten geringen Flächendosis für deponierte Stoffe eine Situation zu beschreiben, die angesichts der zahlreichen Stoffe, die mit den Wassertropfen assoziiert sind, Abwehrreaktionen besonders bei immunologisch geschwächten Personen provozieren könnte. Möglicherweise könnten schließlich Individuen an den unter Kapitel 5.3.4 porträtierten Keimen klinisch manifest erkranken oder auf deren Zell- und Stoffwechselprodukte krankhaft reagieren, obwohl diese Mikroorganismen im Regelfall lediglich als fakultativ pathogen gelten.

*Epidemiologische  
Trennung von  
Stall und  
BioAbluftRA  
notwendig*

Zur Klärung des Gefährdungspotentials, das von Naßabscheidern allein ausgehen kann, wäre es für den Gesamtkomplex der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung mit biologischer Abluftreinigung sinnvoll, eine expositionsgetreue Trennung zwischen den ariden Innenbereich von Stallhaltungen und den mehr humiden Umgebungsbedingungen der Abluftreinigungsanlagen vorzunehmen, falls sich Personen in beiden Funktionsräumen regelmäßig aufhalten sollten. Diese Trennung dürfte zugegebenermaßen für bestimmte Luftfaktoren wie den Endotoxinen schwierig sein, da diese sowohl im Stall als auch im Naßabscheider vorkommen. Dies wird sich im übrigen bei allen Summenparametern (z.B. auch Gesamtkeime) nicht anders verhalten. Günstigenfalls lassen sich anhand richtungsweisender Symptomatiken Rückschlüsse auf das „eigentliche“ widrige Umfeld gewinnen. Denkbar wäre im Naßabscheiderbereich eine Mischung aus respiratorischen und gastrointestinalen Beschwerden. Im Stallmilieu dagegen würde vermutlich das atemtraktsbezogene Expositionsrisiko überwiegen. Allerdings gäbe es die Einschränkung, daß im unmittelbaren Eintrittsbereich der Stallluft in den Naßabscheider, wie beispielsweise in Anlage IV (s. Abb. 15), die Partikelfrachten zwischen Ventilatorfront und Filterwand I noch Stallprägung besitzen und daher der Naßabscheideraum nicht gesamthaft als humides Umfeld in Erscheinung treten muß.

*Noch keine  
Fallbeispiele aus  
BioAbluftRA  
bekannt*

Sicher können die aufgezählten arbeitshygienisch bedingten Gefährdungsabschätzungen über die mutmaßlichen, theoretischen Zusammenhänge von Waschwasserexposition und mikrobiologisch bedingtem Gesundheitsrisiko als Wagnis angesehen werden, da verifizierte Fallbeispiele aus Anlagen des gleichen Typs wie die der hier Vorgestellten fehlen. Gleichwohl sind begründete Gleichnisse zu den ebenfalls aeromikrobiologisch belasteten



Weitere  
Keimtypen sind  
in Betracht zu  
ziehen

Abwasserreinigungsanlagen und Raumluftbefeuchter denkbar, da Parallelen zwischen den Anlagen und ihren innewohnenden Biopartikeln aufgezeigt werden konnten. Dabei sind virologische Aspekte noch gar nicht berücksichtigt, wie diese sich beispielsweise in Form von Reoviren, Enteroviren oder Rotaviren in Abwasserreinigungsanlagen und aquatischen Habitaten darstellen (CARDUCCI *et al.* 1999, CARDUCCI *et al.* 2000, WYN-JONES u. SELLWOOD 2001) und als Zoonoseerreger in Betracht kämen (siehe Kap. • 5.3.6.4). Auch der Umstand, daß zahlreiche unerkannte und nicht kultivierbare Mikroorganismen die Biozönose aquatischer Lebensräume charakterisieren (WAGNER u. LOY 2002) oder sich den kulturellen Nachweisverfahren in der Wasseranalytik entziehen (BYRD *et al.* 1991), vereinfacht nicht gerade eine ganzheitliche Risikoabschätzung für einen Anlagentyp, sondern trägt eher zur Unsicherheit bei der arbeitshygienischen Charakterisierung bei. Aus diesen Gründen ist es wichtig, auch diejenigen Mikroorganismen mit einzubeziehen, denen infolge theoretischer Erwägungen eine maßgebliche Rolle im Hygienestatus biologischer Abluftreinigungsanlagen nicht abgesprochen werden kann. Das nachfolgende Kapitel versucht dieser Forderung ansatzweise nachzukommen.

### 5.3.6 Besiedlungswahrscheinlichkeit für andere gesundheitsrelevante Mikroorganismen

Es besteht  
Klärungsbedarf  
hinsichtlich  
anderer Keime

Die bisherigen Ausführungen haben gezeigt, daß eine Vielzahl von unterschiedlichen Bakterien und Pilzen im Prozeßwasser kulturell nachgewiesen werden konnten. Doch für eine umfassende Gefahren einschätzung muß neben einer Erörterung der bereits kulturell nachgewiesenen und damit nicht in jedem Fall erfaßbaren sowie charakterisierten Mikroorganismen auch eine thematische Auseinandersetzung über weitere wassergetragene pathogene Mikroorganismen (Bakterien, Hefen und Pilze, Viren, Parasiten) erfolgen, um dem Anliegen der Arbeits- und Umwelthygiene gerecht zu werden. Erste Eindrücke über die Bandbreite möglicher belebter Wasser- und Abwasserkontaminanten lassen sich aus dem Schrifttum entnehmen (z.B. FAWELL u. NIEUWENHUIJSEN 2003, GERARDI u. ZIMMERMAN 2005, LECLERC *et al.* 2002, MARSHALL *et al.* 1997, SZEWCZYK *et al.* 2000, THERON u. CLOETE 2002) und sollten auch vor dem Hintergrund der Fäkalhygiene in der Nutztierhaltung gesehen werden (BICUDO u. GOYAL 2003, SPENCER u. GUAN 2004), da Tierhaltung und Abluftreinigungsanlage über Abluftströme in Kontakt stehen. Die extraordinären chemisch-physikalischen und mikrobiologischen Rahmenbedingungen der BioAbluftRA scheinen geeignet zu sein, auch von weniger stallspezifischen Mikroorganismen in Anspruch genommen zu werden, warum die Gattungen *Legionella* spp., *Leptospira* spp. und *Mycobakterium* spp. herausgegriffen wurden, um über eine Kette von ausformulierten Indizien ihre Besiedlungswahrscheinlichkeit in BioAbluftRA zu unterstreichen. Klargestellt muß natürlich auch, daß die nachstehenden Erläuterungen keinen Anspruch auf Vollständigkeit haben, wie dies im weiteren Textverlauf auch aus der summarischen Darstellung einer etwaigen Viruspräsenz hervorgeht. So ließen sich weitere tierische und humanrelevante mikrobielle Kandidaten wie beispielsweise *Helicobacter pylori* (HEGARTY *et al.* 1999, KRAKOWKA *et al.* 2005) mit aquatischen Habitaten ebenso in Verbindung bringen (siehe auch Kap. • 6.5).

...soll hier an  
ausgewählten  
Beispielen ge-  
zeigt werden

### 5.3.6.1 *Legionella* spp.

*Pneumonie steht  
im Vordergrund*

Mit Ausbruch der Legionärskrankheit 1976 in Philadelphia, USA, wurde erstmals *Legionella pneumophila* als wohl der wichtigste Vertreter dieser Gattung identifiziert, unter die sich über 51 Arten zuzüglich verschiedener Serogruppen einordnen lassen (DIEDEREN 2008, LÜCK 2011). Die besagte Erkrankung verursacht eine Pneumonie (klassische Legionellose, meistens Serogruppe 1), die nach einer Inkubationszeit von 2 bis 10 Tagen auftritt und von weiteren Symptomen wie Diarrhoe, Übelkeit, Erbrechen, abdominale Schmerzen, Kopfschmerzen, Lethargie und hohem Fieber begleitet sein kann (LÜCK u. STEINERT 2006). Besonders bei immunsupprimierten Personen ist auch an eine hämatogene Streuung des Erregers mit Organmanifestation zu denken (z.B. Endokarditis, Pyelonephritis). Außerdem sind als Risikofaktoren für pulmonale Infektionsrisiken ein Lebensalter von mehr als 50 Jahre, Rauchen und Alkoholmißbrauch anzusehen. Die Legionellose tritt sowohl als Gruppenerkrankung als auch als sporadischer Einzelfall auf. BAHADIR *et al.* (2000) zitieren einen geschätzten Anteil von 30% der von Legionellen verursachten Pneumonien an der Gesamtzahl aller Lungenentzündungen.

*Einzel- und  
Gruppen-  
erkrankung*

*Auftretenswahr-  
scheinlichkeit  
wird unterschätzt*

Abgesehen von einer vermuteten hohen Dunkelziffer einerseits, herrscht andererseits die Auffassung, daß die klassische Legionellose, bei schätzungsweise 6.000 bis 10.000 Legionellen-Pneumonien pro Jahr in der BR Deutschland, eher eine seltene Ursache nicht hospitalisierungsbedürftiger Pneumonien darstellt (PLEISCHL *et al.* 2001a,b) oder von amtlicher Seite als geringes Infektionsrisiko angesehen wird (ANONYM 2002c). Gegenteiliger Auffassung sind nach den jüngsten Ausbrüchen in der BR Deutschland EXNER *et al.* (2010), die rückblickend auf andere dokumentierte Vorfälle in Europa von einem unterschätztem Legionellen-Risiko ausgehen und insofern die Bedeutung der vormals angesprochenen Dunkelziffer aufwerten. Mittlerweile wird bereits von jährlich 20.000 Erkrankungsfällen in der BR Deutschland gesprochen (BRODHUN u. BUCHHOLZ 2011).

*Pontiac-Fieber*

Eine zweite Erkrankungsform ist als sog. Pontiac-Fieber bekannt, das durch grippeähnliche Symptome nach 24 bis 48 Stunden Inkubationszeit auffällt, sich aber ohne Pneumonie manifestiert und innerhalb einer Woche i.d.R. mit der Genesung zu rechnen ist. Andere infektiologisch bedeutsame Legionellen sind *Legionella micdadei*, *Legionella bozemanii*, *Legionella dumoffii* sowie *Legionella longbeachae*. Insgesamt werden 42 verschiedene Arten mit 64 Serogruppen beschrieben (FLIERMANS 1995, PLEISCHL *et al.* 2001a,b).

*Affinität zu  
aquatischen  
Habitaten*

Legionellen können in ihrem mikroskopischen Erscheinungsbild als stäbchenförmig, nicht sporenbildend, aerob und Gram-negativ charakterisiert werden. Bei einer Größe von etwa 1 x 3 µm sind sie in der Lage, lange Filamente (Flagellen) auszubilden, worauf ihre Motilität beruht. Besonders augenfällig ist die Affinität zu aquatischen Habitaten, warum Legionellen beispielsweise in Bächen, Flüssen, Teichen, Seen, Thermalbecken als auch im feuchten Boden und im Schlamm nachzuweisen sind (DIEDEREN 2008). Für die Art *Legionella longbeachae* ist das Erdreich als maßgebliches Habitat beschrieben worden (STEELE *et al.* 1990). Selbst in isolierten geologischen Schichtsedimenten kommen Legionellen unterirdisch vor, warum z.B. Beregnungsmaßnahmen mit Grundwasser eine oberirdische Verbreitung von Legionellen bedingen kann (FLIERMANS 1995, PLEISCHL *et al.* 2001b). Ebenso können Flußläufe, in denen industrielle Abwässer aus Legionellen-behafteten Kläranlagen eingeleitet werden, zur Verbreitung in der Umwelt beitragen (OLSEN *et al.* 2010).

*Verbreitungs-  
vielfalt in der  
Umwelt*

Auf der anderen Seite sind Legionellen in der Lage, sich die unterschiedlichsten Biotope in Kalt- und Warmwassersystemen zu erschließen, warum kontaminierte Kühltürme, Whirlpools, Fontänen, Luftbefeuchter, Duschköpfe, raumlufttechnische Anlagen, Mundduschen, Inhalationsgeräte, öffentliche Bäder, Zahnarztpraxen u.ä. zu potentiellen Infektionsquellen gehören. Entsprechende Fallbeispiele und Überblicke sind beschrieben bei ALLEN *et al.* (1999, nicht abgedeckter Außentank für Wasser mit 260.000 *Legionella pneumophila* Serogruppe 1 pro Liter), BLATNY *et al.* (2008, Belebungsbecken), BROWN *et al.* (1999, Kühlturm), DEN BOER *et al.* (2002, Sprinkler und Wasserspiele auf einer Blumenausstellung), KOOL *et al.* (1999, Badezimmer in Krankenhäusern), MAHONEY *et al.* (1992, Befeuchtungsanlage im Obstlager), OSTERHOLM *et al.* (1983, Fleischverpackungsbetrieb), SAKAMOTO *et al.* (2009, Pfützen auf Asphaltstraßen), SZYMANSKA (2004, Zahnarztpraxen) oder WALLNSTEN *et al.* (2010, Scheibenwaschanlage von Autos). Es wird darauf hingewiesen, daß auch sonstige Tätigkeiten mit Kontakten zu Wasseraerosolen als mögliche Infektionsquelle in Frage kommen (ATLAS 1999; PLEISCHL *et al.* 2001a) und CHE *et al.* (2003) resümieren, das jedwede Art industrieller Systeme, die Wasser-aerosole generieren als potentielle Kontaminationsquelle für die Auslösung der Legionärskrankheit angesehen werden sollte. Das wird deutlich an der Fallbeschreibung zu einem Legionellen-Ausbruch von NYGÅRD *et al.* (2008), die einen staubabscheidenden Luftwäscher als Legionellen-Quelle ausmachten. Das besondere daran sind die Merkmale des Prozeßwassers wie hoher organischer Gehalt, pH-Werte zwischen 8 und 9 und eine Temperatur von 40°C. Hier drängen sich Parallelen zu den BioAbluftRA auf, da erste Hinweise auf eine Präsenz von Bakterien aus der Familie der *Legionellaceae* im Waschwasser eines Biowäschers in der Nutztierhaltung existieren (SCHARF *et al.* 2004). Nur der direkte Vergleich der Keimisolate aus der Anlage mit etwaigen Patientenstämmen könnte die Infektionsursache BioAbluftRA dann zweifelsfrei aufklären (BRODHUN u. BUCHHOLZ 2011).

*Auch in Luft-  
wäscher mit  
Staubabschei-  
dung*

*Alveolengängige  
Aerosole als  
Wegbereiter*

Die oben genannten Quellen machen deutlich, daß eine Infektionsübertragung über freigesetzte Aerosole bedingt ist und nicht über Kontakte zwischen Personen erfolgt (FIELDS 1996). Für den Infektionsweg spielen hierbei insbesondere einatembare lungengängige Aerosole mit einem Tröpfchendurchmesser von 2 bis 5 µm eine wichtige Rolle (PLEISCHL *et al.* 2001a). Einmal in den luftgetragenen Zustand versetzt, überlebt *Legionella pneumophila* zunehmend mit steigender relativer Luftfeuchtigkeit (r.F.) und erreicht ein Überlebensoptimum bei 90% r.F. (DENNIS u. LEE 1988). Danach dürften auch die Naßabscheidereinheiten der Abluftreinigungsanlagen ein adäquates Milieu bilden.

*Kultureller  
Nachweis nicht  
immer optimal*

Eine Nichtberücksichtigung der Legionellen unter dem Gesichtspunkt des Arbeitsschutzes bzw. Umweltschutzes in Anlagen der biologischen Abluftreinigung ist insofern nicht gerechtfertigt, da bekannt ist, daß im Allgemeinen ein sehr großer Anteil von Mikroorganismen (bis zu 99%) erst gar nicht über die herkömmlichen Methoden kultivierbar ist (AMANN *et al.* 1995). Dies trifft durchaus auch auf Legionellen zu, die trotz ihrer Lebensfähigkeit dem kulturellen Nachweisverfahren oft entgehen (HUSSONG *et al.* 1987). Mit weniger als 1% Anteil an der Gesamtheit der bakteriellen Population in Umweltproben gibt FLIERMANS (1995) die Häufigkeit der Legionellen an, wodurch ihre Wiederfindungsrate zusätzlich erschwert wird.

*Daher:  
Nachweis-  
methoden über-  
denken*

Bei den hier nur zweimal durchgeführten Untersuchungen auf Legionellen einzelner Waschwasserproben der Anlage I verwundern die kulturellen Negativbefunde daher nicht. Auch wenn die zusätzlich durchgeführten immunfluoreszenzmikroskopischen Untersuchungen der selben Proben ohne

Nachweis blieben, ist doch der Hinweis wichtig, daß singuläre oder unregelmäßige Beprobungen nicht geeignet sind, eine von Legionellen ausgehende Gesundheitsgefährdung zu bewerten. Trotz einer fast 100%-igen Spezifität der besagten immunologischen Nachweismethode, beträgt deren Sensitivität lediglich etwa 33 bis 70%, da diese Methode hohe Legionellenzahlen benötigt (PLEISCHL *et al.* 2001b). In diesem Zusammenhang läßt sich nach BENTHAM (2000) eine Beobachtung zitieren, wonach innerhalb von nur 10 min die Legionellenkonzentration in einem Prozeßwassersystem um drei Größenordnungen schwankte. Eine vernünftige Risikoabschätzung ist daher nur durch lange Zeitreihen von sehr frequent durchgeführten Beprobungen möglich und sollte bei zukünftigen Monitoringvorhaben Berücksichtigung finden, um eventuelle Defizite methodischer Sensitivitäten zu kompensieren.

Welche Anzeichen einer Besiedlung biologischer Abluftreinigungsanlagen mit Legionellen lassen sich nun aber aus theoretisch-wissenschaftlichen Erwägungen anführen (ökologisches Anforderungsprofil) ? Und welche Faktoren beeinflussen ein mögliches Expositionsrisiko ?

*Affinität nicht  
nur für ein  
warmes Umfeld*

Legionellen sind natürliche Bestandteile aquatischer Biotope, wo sie großen Schwankungsbreiten der physikalischen und chemischen Bedingungen in der Umwelt widerstehen können. Legionellen waren in Gewässern mit Temperaturen zwischen 5,7 und 63°C isolierbar (FLIERMANS *et al.* 1981). Allerdings wird ein Temperaturbereich von etwa 25 bis 37°C für die Vermehrungsfähigkeit angegeben (WADOWSKY *et al.* 1985), wobei KRAMER und FORD (1994) das Optimum zwischen 32 und 35°C sehen und BRODHUN und BUCHHOLZ (2011) Temperaturen zwischen 25 und 45°C als ideale Vermehrungsbedingungen nennen. Untersuchungen an Kühltürmen von YAMAMOTO *et al.* (1992) zeigten, daß bei sommerlichen > 25°C die höchste Legionellendichte im Kühlwasser auftrat, aber selbst im Winter immer noch  $10^2$  bis  $10^3$  KBE ml<sup>-1</sup> betrug. Dies steht im Einklang mit den Angaben von PLEISCHL *et al.* (2001b), daß Legionellen für Jahre im Wasser bei Temperaturen von 2 bis 8°C überleben können.

*Sommerbedingte  
Rohgaserwär-  
mung trifft  
Mesophilie der  
Legionellen*

Es ist nicht auszuschließen, daß die genannten mesophilen Temperaturbereiche in den Abluftreinigungsanlagen gerade unter Sommerbedingungen erreicht werden. Die hohe spezifische Wärmekapazität des Wassers, direkte Sonneneinstrahlung auf die wenig wärmeisolierten Naßabscheidereinheiten und die zumal gerade in der Frühphase der Aufzucht von Schweinen und Mastgeflügel notwendigen höheren Temperaturen (Mastschweine 20-30 kg: 22-18°C; Jungmasthühner 0,05-1,25 kg: 34-21°C; DIN 18910-1 2004) lassen die Erwärmung von Waschwasser und dem umgebenden Raumvolumen in den Naßabscheidermodulen der Abluftreinigungsanlagen von deutlich > 20°C erwarten. Bestätigung findet dies z.B. sowohl in Anlage IV, wo im August an der Position zwischen Filterwand I und II durchschnittlich 22,2°C gemessen wurden als auch in Anlage I, wo bei Außenlufttemperaturen von 33,3°C im zentralen Abluftkanal unmittelbar vor Eintritt in den Naßabscheider Rohgastemperaturen von 32,1°C auftraten.

*Moderate pH-  
Toleranz*

Die pH-Toleranz der Legionellen liegt bei 5,2 bis 9,2 (FLIERMANS *et al.* 1981; FLIERMANS 1995, WADOWSKY *et al.* 1985), warum auch aus diesem Grund die Besiedlung der BioAbluftRA durch Legionellen nicht ausgeschlossen werden kann. Ammoniak als Hauptbestandteil der gasförmigen Komponenten in der Abluft ist geeignet, entsprechend basische Verhältnisse im Waschwasser zu verursachen. Selbst im Gleichgewichtszustand zwischen gasförmigen NH<sub>3</sub> und wäßrigem NH<sub>4</sub><sup>+</sup>



wird die obere Grenze der pH-Toleranz nur geringfügig überschritten ( $pK_s = 9,25$ ). Durch die zumindestens über Evaporationsverluste bedingte Wiederauffüllung des Waschwassers mit Frischwasser, dürfte der pH-Wert jedoch deutlich  $< 9$  sein. In mehrstufigen Anlagen wie die der Anlage IV, wo durch Säurebeimischung eine Neutralisation der im Waschwasser kumulierten Hydroxidionen stattfand, um die Kapazität des Waschwassers für die Aufnahme zu eliminierender Ammoniakfrachten zu erhöhen, konnten trotzdem pH-Werte in der Nähe des Neutralpunktes festgestellt werden (pH 7 bis 8). Ähnliche Ergebnisse wurden auch bei pH-Messungen im Waschwasser der anderen Anlagen erhoben. In den Anlagen I und II lag der pH-Wert ebenfalls zwischen 7 und 8, in Anlage III zwischen 5 und 7.

#### *Gelöster Sauerstoff notwendig*

Ein weiterer Faktor, der natürlichweise großen Schwankungen ausgesetzt sein kann, ist der Sauerstoffgehalt des Wassers. FLIERMANS *et al.* (1981) gelang der Nachweis von Legionellen bei einem Sauerstoffgehalt von 0,3 bis 9,6 ppm (entspricht  $\text{mg l}^{-1}$ ). Die Fähigkeit zur Reproduktion dieser aerob wachsenden Bakterien in Wasser soll bei mindestens 2,2  $\text{mg O}_2$  pro l Wasser liegen (WADOWSKY *et al.* 1985). Werden die bereits genannten fachlichen Anleihen zur Erläuterung vergleichbarer biozönotischer Verhältnisse im Belebungsbecken von Abwasserreinigungsanlagen und im Waschwasser der biologischen Abluftreinigungsanlagen angeführt, so werden im Belebungsbecken  $\text{O}_2$ -Gehalte von 1-2  $\text{mg l}^{-1}$  als ausreichend und erzielbar angesehen (MUDRACK u. KUNST 1994). Insofern ist zu vermuten, daß durch die ständige Umwälzung des Waschwasserpools und die großflächige Ausbringung auf das Biofilterfüllmaterial bzw. Filterwände (z.B. Anlage IV) ebenfalls umfangreiche Sauerstoffeinträge in das Waschwasser wie in einem Belebungsbecken erfolgen, so daß trotz sauerstoffzehrender Ammonium- und Staubabbauvorgänge im Waschwasser sowie aufgrund des vermutlich geringeren Trockensubstanzgehaltes das genannte  $\text{O}_2$ -Limit mindestens erreicht wird, um die Präsenz von Legionellen nicht sicher ausschließen zu können. Wird die biologische Äquivalenz zwischen Belebungsbecken und Waschwasserreservoir grundsätzlich bejaht, stützen die Untersuchungen von PALMER *et al.* (1993) durchaus die Theorie über potentielle Legionellenbiotope im Waschwasser. Das Autorenkollektiv konnte nämlich in allen Stufen der Abwasserbehandlung (inkl. Belebungsbecken)  $> 10^3$  *Legionella* spp. pro ml finden. Spezifisch bezogen auf *Legionella pneumophila* waren es immerhin noch bis zu etwa 700 Zellen  $\text{ml}^{-1}$ .

#### *Bedeutung von Eisen*

Das Wachstum von Legionellen wird weiterhin durch bestimmte chemische Faktoren begünstigt. Hierzu gehört die Anwesenheit von Metallen, besonders von Eisen (Fe) bzw. dessen Salze (ANONYM 2002b, BAHADIR *et al.* 2000, PONGRATZ *et al.* 1994; STOUT *et al.* 1992). Aufbauend auf der Feststellung, daß Legionellen auch in Bereichen der Abwasserreinigung zu finden sind, fällt eben hier auf, daß der Eisengehalt nicht unerheblich hoch ist. Häusliche Schmutzwasser können mit etwa 3  $\text{mg Fe ml}^{-1}$  veranschlagt werden, das im Laufe der stufenweise Abwasserreinigung auf durchschnittlich 16.000  $\text{mg kg}^{-1}$  Klärschlamm aufkonzentriert wird (KOPPE u. STOZEK 1999). Die für Naßabscheider und Biowäscher benötigten Wassermengen werden i.d.R. aus betriebseigenen Brunnen gewonnen, aus denen in der norddeutschen Region Wasser mit mittleren Konzentrationen von 3  $\text{mg Eisen pro ml}$  gefördert wird (FRÜCHTENICHT 2000). Dieser Wert läßt sich in seiner Tragweite besonders gut einordnen, wenn der derzeitige Grenzwert gemäß bundesdeutscher TRINKWASSERVERORDNUNG (2001) herangezogen wird. Dieser Grenzwert beträgt nur 0,2  $\text{mg Fe l}^{-1}$  und kann selbst in dieser Größenordnung ausreichen, daß Legionellenwachstum zu fördern (PONGRATZ *et al.* 1994). Auf dieser Basis scheint



<i>Mengen- und Spurenelemente-Eintrag durch Stallstaub</i>	<p>auch das Waschwasser Milieubedingungen bereitzustellen, die einer Legionellenansiedlung nicht widersprechen. Es ist sogar eher mit einer weiteren Fe-Kumulation während des Betriebes der Abluftreinigungsanlage zu rechnen, da die permanent im System deponierten Staubfrachten ebenfalls Eisen enthalten. Eisenhaltige Quellen im Stall stellen Kot- und Harnausscheidungen, Futtermittel bzw. deren Supplemente und die Tiere selbst dar. Auch wenn Angaben über Fe-Ausscheidungen für Tiere nicht direkt verfügbar sind, so seien stellvertretend Werte von KOPPE u. STOZEK (1999) zitiert, wonach der Mensch täglich bis zu 100 µg Fe über den Harn und rund 6 mg Fe über den Fäzes ausscheidet. Beim Schwein wird zudem prophylaktisch Eisendextran appliziert, um Eisenmangelanämien in der Aufzuchtphase junger Tiere zu vermeiden. Die Ausscheidung zusätzlichen, überschüssigen Eisens ist daher nicht auszuschließen. In diesem Zusammenhang sei nochmals auf die bereits zitierten Befunde von CAMBRA-LÓPEZ <i>et al.</i> (2011) hingewiesen.</p>
<i>Halotoleranz und osmotische Resistenz</i>	<p>Ein weiteres Prüfkriterium für Brunnenwasser ist auch seine Salinität, gemessen am NaCl-Gehalt. Nach FRÜCHTENICHT (2000) waren für den Chloridgehalt im norddeutschen Brunnenwasser im Mittel 38 mg l<sup>-1</sup> analysierbar. Untersuchungen von HELLER <i>et al.</i> (1998) zufolge überlebte <i>Legionella pneumophila</i> selbst in Kochsalzlösungen mit 3% NaCl bei Temperaturen zwischen 4 und 20°C. Es wurde eine größere Überlebenschance bei Salzgehalten zwischen 0,1 und 0,5% festgestellt, was einer Konzentration von 1.000 bis 5.000 mg NaCl pro Liter Wasser entspricht. Mögliche Aufkonzentrierungseffekte von NaCl durch das über Brunnen geförderte, gering NaCl-belastete Waschwasser dürften daher die bakteriellen Resistenzeigenschaften gegenüber diesen anorganischen Faktor nicht wesentlich beeinflussen. Ganz im Gegenteil, bereits PALMER <i>et al.</i> (1993) haben zeigen können, daß Legionellen in marinen aquatischen Systemen gefunden werden können. Insofern sollten eventuell höher mit Salzen angereicherte Brunnenwasservorkommen nicht unbedingt als Ausschlußkriterium für die Besiedlung von Legionellen angesehen werden. Das Wasser küstennaher Brunnenstandorte mit Brackwassereinfluß mag hier ebenso als Besiedlungsmedium für Legionellen in Frage kommen, wie Brunnenwasser, das die Trinkwassernormen erfüllt.</p>
<i>Meer- und Brackwasser als Habitat</i>	
<i>Materialeinflüsse auf Adhärenzverhalten</i>	<p>Neben Eisen werden auch andere mit Wasser in Berührung kommende Materialien (z.B. Aluminium, Kupfer, Edelstahl, Silikon, Gummi, Glass) als Wachstums-optimierer bzw. -hemmer für Legionellen angesehen (SCHOFIELD u. LOCCI 1985). In diesem Zusammenhang tauchen immer wieder Verweise zu Plastikmaterialien auf (ANONYM 2002b). So berichteten PONGRATZ <i>et al.</i> (1994) davon, daß 31% der untersuchten mit durchschnittlich 22°C warmen Wasser gefüllten Polyethylenleitungen Legionellen-positiv waren. In mit 35 bis 40°C warmen Wasser gefüllten Schlauch- und Rohrleitungen aus Polyvinylchlorid (PVC), Polyethylen (PE) und Polytetrafluorethylen (PTFE) wurden hohe Koloniezahlen von bis zu etwa 10<sup>4</sup> Kolonien pro ml Wasser gefunden, wogegen Polyamid- (PA) Materialien eine geringere Besiedlung aufwies (SCHOENEN <i>et al.</i> 1988). Ein Temperatureinfluß auf die Besiedlungsdichte von <i>Legionella pneumophila</i>, war in Verbindung mit Polybutylen (PB) und PVC auszumachen (ROGERS <i>et al.</i> 1994). Machten Legionellen nur einen geringen Anteil an der Gesamtmikroflora bei 20°C aus, so stieg der Legionellen-Anteil bis auf 50% an, wenn die Temperatur 40°C betrug. Kunststoffe wurden auch im erheblichen Umfang in den hier vorgestellten Abluftreinigungsanlagen verbaut. Dazu gehören insbesondere die Füllkörper des Rieselbettreaktors der Anlage I und die großflächigen Filterwände I und II der Anlage IV, so daß für Legionellen adhäsiv wirkende Materialien großzügig vorhanden sind.</p>
<i>Kunststoffe und hohe Temperatur wirken positiv auf Besiedlung</i>	

*Das Wesen der  
Biofilme in  
BioAbluftRA*

Aus den bisherigen Ausführungen wird klar, daß im Prinzip jede Oberfläche in aquatischen Systemen geeignet ist, von Kleinstlebewesen kolonisiert zu werden. Dabei handelt es sich weniger um eine reine Adhäsion der Mikroorganismen auf den Oberflächen, sondern vielmehr um die Bildung von Biofilmen, in denen sich der Mikrokosmos von Kleinstlebewesen organisiert und sich mit selbst gebildeten Polysaccharid-Gelen umgibt, um sich u.a. vor negativen Umwelteinwirkungen zu schützen (z.B. Toxine, extreme Temperaturschwankungen) zu schützen. Initiale Adhäsionen im Vorfeld der Biofilmbildung sind dann besonders schnell, wenn die zu besiedelnde Oberfläche selbst einen Nährstoff wie z.B. Zellulose darstellt (COSTERTON *et al.* 1995). Insofern bieten die in den biologischen Abluftreinigungsanlagen verwendeten Materialien (pflanzliches Biofiltermaterial, zellulosehaltige Filterwände) ausreichend Oberfläche und Masse. Biofilme in biologischen Abluftreinigungsanlagen, mit Schichtdicken von etwa 1 bis 5 mm, stellen die Schnittstelle zwischen den auf festen Trägern wachsenden Mikroorganismen und den in der Gasphase enthaltenen und abzubauenen Kontaminanten dar. Die in Biofilmen eingelagerten Mikroorganismen weisen eine bemerkenswerte Biodiversität auf, da die Gelschichten Bakterien, Pilze, Hefen, begeißelte Protozoen, Amöben, Nematoden und Algen beherbergen (DEVINNY *et al.* 1999). Auch Legionellen nutzen Biofilme als ökologische Nische, um dort zu überleben, zu proliferieren und auf empfängliche Wirte zu warten (BARBEAU *et al.* 1998). Unter extrem oligotrophen Umweltbedingungen vermögen die biofilmassoziierten Bakterien in ein Stadium "abgeschalteter Stoffwechselvorgänge" überzugehen, wo sie mit einer Größe von nur 0,3 µm als sog. schlafende Zellen persistieren und bei günstiger Nährstofflage jederzeit wieder zu vegetativen Zellen mit Vermehrungspotenz werden können (COSTERTON *et al.* 1995).

*Umschalten  
zwischen  
aktivem und  
stand-by Modus*

*Symbiosen und  
Ammen-Phäno-  
mene*

Legionellen gehen mit anderen Mikroorganismen Symbiosen ein. Verschiedene Keime dieser Begleitflora setzen Nährstoffe und Enzyme frei, die den Legionellen als Substratquelle für ihren Stoffwechsel dienen (ANONYM 1999; KRAMER u. FORD 1994), wodurch Legionellen zum Nutznießer eines Ammen-Phänomens werden, wie dies von STOUT *et al.* (1985) dargestellt wurde. Wichtig ist vorab das Vorhandensein von Sedimenten oder Schlämmen (JOSEPH *et al.* 2002) und die von ihnen ausgehenden partikulären Anreicherungen in wäßrigen Medien, da hierüber eine Wachstumsstimulation der Mikroflora erfolgt und dies wiederum den Legionellen eine Adhäsionsoberfläche sowie Überlebensvorteile verschafft (STOUT *et al.* 1985). Angesichts der protokollierten mittleren Partikelkonzentrationen im Washwasser der untersuchten Anlagen von bis zu knapp 750.000 n ml<sup>-1</sup> dürften hier entsprechende Voraussetzungen geschaffen sein. Der Partikelgehalt beiläufig untersuchter destillierter und steriler Wasserproben umfaßte zum Vergleich einen Bereich von 764 bis 4.794 n ml<sup>-1</sup>.

*Algen als  
Förderer von  
Legionellen*

FLIERMANS *et al.* (1981) verwiesen darauf, daß Habitate, die für die Kolonisation von Algen geeignet sind, als Umwelt für Legionellen in Frage kommen. Algen unterstützen ebenfalls als Symbionten das Legionellen-Wachstum, indem Kohlenstoff und Energie für den Legionellenstoffwechsel zur Verfügung steht (FLIERMANS 1995). Darüberhinaus kann die Koexistenz anderer Mikroorganismen wie Cyanobakterien (Blualgen) und deren zellulären Bestandteile auch zu einer Stabilisierung der Legionellen im aerosolisierten Zustand führen, was zu höheren Überlebenszeiten in der Luft führt (BERENDT 1981). In welchem Ausmaß und qualitativer Zusammensetzung der im Washwasser etablierte Mikrokosmos auch Anteile von Algen enthält, kann hier nicht beurteilt werden. Auffällig waren während der Versuchstage in Anlage I nur, daß der mit Kunststoffträgern befüllte

<i>Rieselbettreaktor mit Algenbewuchs</i>	Rieselbettreaktor in den tieferen Regionen des Filterbettes einen deutlich grünen Algenrasen aufwies. Es darf daher angenommen werden, daß durch das über Sprinkler verteilte Waschwasser abgeschwemmte Teile dieses Rasens zwangsläufig in den Gesamtkreislauf des Waschwassers gelangten. Für eine Algenanreicherung sprach mit Ausnahme der Anlage III auch die grünliche Eintrübung der gewonnenen suspensionsartigen Waschwasserproben.
<i>Wachstumsstimulanz durch andere Keime</i>	Neben Algen können in Koexistenz zu Legionellen anwesende Bakterien wie <i>Flavobacterium</i> spp., <i>Pseudomonas</i> spp., <i>Alcaligenes</i> spp. und <i>Acinetobacter</i> spp. das Wachstum von Legionellen stimulieren (KRAMER u. FORD 1994). Eine solche strategische Kooperation ist für <i>Flavobacterium breve</i> bekannt, die Cystein freisetzen, welches günstig auf <i>Legionella pneumophila</i> wirkt (WADOWSKY u. YEE 1983), so daß über dieses Beispiel, das bereits erwähnte Ammen-Phänomen konkretisierbar ist. Dazu paßt insgesamt auch das Bild, daß bereits etablierte Biofilme Legionellen als Sekundärkolonisten nach sich ziehen (DECLERCK 2010). Dem stehen Ausführungen von PALMER <i>et al.</i> (1995) gegenüber, die <i>Pseudomonas</i> spp. und <i>Aeromonas</i> spp. als bakterizid gegenüber Legionellen zitieren. Dafür verantwortlich zu machende Bakteriozine können je nach bakterieller Herkunft unterschiedlich stark hemmend auf Legionellen wie <i>Legionella pneumophila</i> in Biofilmen wirken (DECLERCK 2010, GUERRIERI <i>et al.</i> 2008). Weitere Ergebnisse konnten zeigen, daß Biofilme aus <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Klebsiella pneumoniae</i> und <i>Flavobacterium</i> spp. zumindest eine Überlebensnische für Legionellen außerhalb ihrer einzelligen Wirte (Amöben, s.u.) bilden (MURGA <i>et al.</i> 2001). Die genannten Bakterien bzw. Gattungen wurden allesamt regelmäßig auch in den untersuchten Waschwasserproben nachgewiesen (s. Tab. 17). Die Komplexität der mikrobiellen Biozönose im Waschwasser der Abluftreinigungsanlagen stellt gegenwärtig eine unbekannte Größe dar, aus der sich ein Für oder Wider der Legionellenbesiedlung im Gesamtgefüge aller anwesenden Mikroorganismen nicht sicher ableiten läßt. IRVING <i>et al.</i> (1997b) begründen das rare aquatische Vorkommen von Legionellen in hoher Anzahl durch die Überlegenheit anderer weitaus weniger anspruchsvoller und schneller wachsenden Bakterien. Komplizierte biozönotische Gemeinschaften dürften daher auch mit der Grund dafür sein, warum zu erwarten ist, daß außer im Trinkwasser der Nachweis von Legionellen nicht mit anderen Bakterien wie <i>E. coli</i> , coliformen Keimen oder auch nur mit der allgemeinen Koloniezahl korreliert (EXNER u. TUSCHEWITZKI 1994).
...und <i>Interferenz durch Bakteriozine</i>	
<i>Konkurrenz unter allen Keimen</i>	
<i>Überlebenstraining in Amöben</i>	Von nutritiver Wichtigkeit für Legionellen sind beispielsweise nicht nur Algen, sondern auch die speziellen biologischen Wechselwirkungen, die Legionellen mit Amöben eingehen. Obwohl umständehalber sowohl Legionellen als Nahrungsquelle für Amöben angesehen werden können als auch Legionellen gegenüber Protozoen als Parasiten auftreten, überlebt in den meisten Fällen <i>Legionella</i> spp. in intrazellulären Vakuolen bzw. Vesikeln der Protozoen und repliziert sich sogar in diesem Zellkompartiment, so daß sowohl stark Legionellenhaltige Vesikel von Amöben freigesetzt werden (BERK <i>et al.</i> 1998) als auch bei Ruptur der Einzeller hohe Konzentrationen von Legionellen in die Umwelt entlassen werden (PLEISCHL <i>et al.</i> 2001b). Die Reproduktion von Legionellen wird einerseits als unvermeidbar an Protozoen gebunden angesehen, da eine extrazelluläre Vermehrung in aquatischen Systemen als grundsätzlich unmöglich gilt (ABU KWAIK <i>et al.</i> 1998), auf der anderen Seite existieren auch Hinweise, nach denen <i>Legionella pneumophila</i> kein obligater intrazellulärer Parasit ist, sondern sehr wohl extrazellulär in Biofilmen unter Abwesenheit von Amöben überlebt und wächst (ROGERS u. KEEVIL 1992), was später durch die Ausführungen von SURMAN <i>et al.</i> (1999) bestätigt wurde. Für ein nicht ausschließlich an Protozoen gebundenes

<i>Amöben wahrscheinlich auch im Waschwasser</i>	<p>Wachstum spricht zudem das nekrotrophe Wachstumsvermögen von <i>Legionella pneumophila</i>, da diese Bakterien auf totes Zellmaterial anderer Keime und Amöben zurückgreifen können (TEMMERMAN <i>et al.</i> 2006). Trotz der weiter bestehenden Diskussion über das intra- oder extrazelluläre Leben von <i>Legionella pneumophila</i>, hält DECLERCK (2010) beide Lebensformen in Abhängigkeit von den jeweiligen Umweltbedingungen für denkbar. Unabhängig davon darf nicht ausgeschlossen werden, daß Waschwasser Amöben beherbergen könnte, zumal jene auch im Boden, in Schlämmen, auf Pflanzen und in Naturgewässern zu finden sind und gar Zweisamkeiten zwischen Legionellen und Amöben in Straßenpfützen auftauchen (SAKAMOTO <i>et al.</i> 2009).</p>
<i>Einzeller mit Trojaner-Eigenschaften</i>	<p>Die geschilderte „Zweisamkeit“ von Legionellen und Amöben führt dazu, daß die protektiven Eigenschaften der die Legionellen enthaltenen Einzeller, jenen den Status eines „trojanischen Pferdes“ verschaffen. Vesikuläre Ausscheidungen der Amöben schützen nicht nur die Legionellen vor Austrocknungen im luftgetragenen Zustand, sondern die bläschenartigen Strukturen sind mit einer Größe von etwa 2,1 bis 6,4 µm sogar alveolengängig und können jeweils mehr als 200 Bakterienzellen enthalten (BERK <i>et al.</i> 1998). Dadurch werden an Orten der Deposition im Atemtrakt große Mengen an Legionellen punktuell freigesetzt, was mit dazu beitragen dürfte, daß dieser fakultativ pathogene Keim nach Exposition eine klinisch manifeste Infektion verursacht. Damit deutet sich an, daß der Trojaner-Status Amöben-assoziierten Legionellen eine größere Pathogenität verschafft als freien Legionellen. Gegenüber isoliert vorliegenden Legionellen gewinnen aerosolisierte Legionellen-infizierte Amöben dadurch an Bedeutung für Pulmonalerkrankungen (BRIELAND <i>et al.</i> 1997, LÜCK 2011). Dies macht sich auch am Ausmaß der pathologischen Befunde in einem murinen Modell bemerkbar, nach dem Legionellen ohne Amöben multifokale Pneumonitiden mit geringer Mortalität, mit Amöben aber diffuse Pneumonitiden unter signifikanter Mortalitätsrate hervorriefen (BRIELAND <i>et al.</i> 1996).</p>
<i>Legionellen-behaftete Amöben sind pathogener</i>	
<i>Wasserleitungssystem der BioAbluftRA mit Biofilmen</i>	<p>Neben den beiden genannten Transmissionswegen (mit und ohne Amöben), darf eine Dritte nicht unerwähnt bleiben, steht sie doch im Zusammenhang mit den Biofilmen. Aus diesen können Legionellen ausgewaschen werden oder gar „Bruchstücke“ von Biofilmen durch hydrodynamische Kräfte abgeschwemmt werden (z.B. aus Sedimenten, s.o.), die über den Prozeßwasserkreislauf in den luftgetragenen Zustand versetzt werden können. Aus kontaminierten Rohrleitungen können so Legionellen zur Exposition freigegeben werden (KRAMER u. FORD 1994). Ein solches Szenario ist auch für die Naßabscheider der biologischen Abluftreinigungsanlagen denkbar, wo über Rohrleitungen das rezirkulierende und abiotisch und biotisch angereicherte Waschwasser in die Beregnungseinheiten (Sprinkler) kommt und im Raumvolumen freigesetzt wird. Dabei ist auch ganz allgemein zu bedenken, daß nach SCHOFIELD (1985) und ALTHAUS <i>et al.</i> (1987) eine vorübergehende Stagnation von Wasser sowohl die Persistenz lebensfähiger Legionellen als auch ihr Vermehrungspotential nicht beeinträchtigt. Zeitweise nicht betriebene biologische Abluftreinigungsanlagen (z.B. nach Ausstellung der Tiere und während des Reinigungs- und Desinfektionsregimes im Stall) könnten bei Wiederinbetriebnahme eine massive, temporär begrenzte Legionellenfreisetzung bedingen.</p>
<i>Filterwände sind große Biofilmoberflächen</i>	<p>Außerdem finden sich biologische Rasen auch an allen Feststoff-Wasser-Grenzflächen (<i>solid-water interface</i>), also Oberflächen, die aktiv besprüht oder durch die Konditionierung des Rohgases feucht gehalten werden. Die eingesetzten</p>



Plastikmaterialien, wie z.B. die Füllkörper der Anlage I oder die Filterwände der Anlage IV, könnten so vielleicht aufgrund ihrer wachstumsbegünstigenden Eigenschaften für Legionellen (s.o.) ein im Vergleich zu anderen Materialien relativ größeres Anreicherungs-pool für Legionellen schaffen. Auch von hier werden dann Biofilmfragmente in den Waschwasserpool abgeschwemmt und gelangen mitsamt den Legionellen über diesen Weg in die Rohrleitungen. HUGLER *et al.* (1996) stellten an einem Rieselbettreaktor hierzu fest, daß die Bakteriendichte im Waschwasser ein Drittel der Dichte des Biofilms ausmachte.

*Biofilme am  
water-air  
interface*

Wichtig zu erwähnen ist außerdem, daß Biofilme nicht nur an soliden Oberflächen, sondern auch an Flüssigkeit-Luft-Grenzflächen (*water-air interface*) entstehen und sich somit auf dem Fluid feine „Häutchen“ bilden, in denen Legionellen und Amöben aus aquatischen Lebensräumen nachweisbar sind (DECLERCK *et al.* 2007). Mechanische Einwirkungen in diesem Bereich können zur Aerosolisierung dieser schwimmenden Biofilme führen und auf diese Weise an Expositionssituationen beteiligt sein (DECLERCK 2010).

*Prozeßwasser-  
gehalte als  
Indikator für  
das Infektions-  
potential*

Ist hierüber insgesamt erst einmal ein Besiedlungsszenario für Legionellen in den biologischen Abluftreinigungsanlagen aufgestellt worden, müssen alle Maßnahmen, die zur Freisetzung des Waschwassers in ein Raumvolumen beitragen, zwangsläufig als Expositionsrisiko angesehen werden. Dazu werden typischerweise keine Angaben über die infektiöse Mindestkonzentration in der Luft gemacht, sondern das Infektionsrisiko wird anhand des Gehaltes an Legionellen pro Volumen Wasser abgeschätzt. Kritische Konzentrationswerte werden zwischen  $10^1$  KBE ml<sup>-1</sup> (KRAMER u. FORD 1994) und  $10^2$  KBE ml<sup>-1</sup> (BAHADIR *et al.* 2000) gesehen, die sich ferner in technischen Regelwerken über die Hygiene-Anforderungen raumluftechnischer Anlagen fortsetzen. So werden z.B. für das Prozeßwasser von Rückkühlwerken, die Wasser in einem Luftstrom versprühen und daher eine gewisse Analogie zu den hier vorgestellten Abluftreinigungsanlagen besitzen, Gehalte von < 10 KBE Legionellen pro ml Wasser gefordert (VDI 6022 2002).

*Auch außerge-  
wöhnliche  
Habitats werden  
hinterfragt*

Werden die genannten ökologischen Faktoren gewertet, so besteht insgesamt der begründete Verdacht, daß Anlagen zur biologischen Abluftreinigung mit Luftbefeuchtern als Expositionsort für Legionellen in Frage kommen können und daher einer arbeitshygienischen Überwachung obliegen sollten. In der Vergangenheit waren selbst Expositionsorte wie Autowaschkabinen Ziel von Legionellen-Untersuchungen (TREDER *et al.* 2001), obgleich angenommen werden durfte, daß der dortige Einsatz von Tensiden eine Anlagenbesiedlung aufgrund desinfizierender Wirkungen sehr viel unwahrscheinlicher gemacht hätte. Daher verwundert es nicht, daß neben den angetroffenen zu geringen Temperaturen (< 15°C) ein Legionellennachweis nicht gelang. Andererseits haben STOJEK und DUTKIEWICZ (2002) in Wasserentnahmestellen für die Beregnung von Gartenpflanzen und Gewächshäusern sehr wohl Legionellen nachweisen können, wobei *Legionella pneumophila* den größten Anteil ausmachte. Obwohl die Legionellen-Kultivierung aus Luftproben nicht gelang, sah das Autorenduo das mit Legionellen kontaminierte Beregnungswasser als potentielle Infektionsquelle und arbeitsmedizinisches Risiko für Gärtner an. Für die Nichtnachweisbarkeit aerogener Legionellen könnte u.a. die angewandte Probenahmemethode mit beigetragen haben. Es wurden Glasfaserfilter benutzt, die eine interkalierende Wirkung auf Mikroorganismen ausüben dürften und dadurch die Elution vom Filtermaterial erschweren. In vielen Fällen sind dagegen Polycarbonatfilter neben Polysulfonfilter für die Legionellen-Probenahme vielversprechender einsetzbar (SMITH *et al.* 1993).

*Die Meß-  
methodik kann  
über die Nach-  
weisbarkeit  
entscheiden*



*Gleichnis zur  
Abwasserbe-  
handlung*

Vieles der bislang formulierten Erreger- und Biotopmerkmale, die mit über die Besiedlungswahrscheinlichkeit von Legionellen in biologischen Abluftreinigungsanlagen entscheiden, bedürfen natürlich eines anlagenbezogenen Nachweises. Zur Untermauerung der theoretischen Ausführungen helfen zunächst Gleichnisse zu anderen bereits aufgefallenen Anlagentypen, die ähnliche Anlagencharakteristika wie die hier vorgestellten BioAbluftRA aufweisen. Einmal mehr läge es nahe, die Biostoffsituation in Abwasserbehandlungsanlagen heranzuziehen, auch wenn nach FRACCHIA *et al.* (2006) ein Legionellennachweis in entsprechenden Anlagen ausblieb. Dem gegenüberzustellen ist das Fallbeispiel von GREGERSEN *et al.* (1999), die von einem Ausbruch von Pontiac-Fieber unter Arbeitnehmern in einer Abwasserbehandlungsanlage berichten. Es konnten Legionellen in einer Konzentration von  $1,5 \times 10^6$  KBE ml<sup>-1</sup> in der Abwasserschlammsuspension gefunden werden. Dieser Schlamm wurde zwecks Eindickung in einem offenen betriebenen Dekanter eingedickt, was zur Aerosolbildung und schließlich zur Exposition der Arbeitnehmer führte. Parallelen zu den hiesigen Naßabscheidern sind zu erahnen, da auch hier Schlammsedimente entstehen, die teilweise als Suspension im Naßabscheider versprüht werden. Daraus entstehende Aerosole könnten umständehalber Legionellen-positiv sein, wie es STAMPI *et al.* (2000) in einer Abwasserreinigungsanlage gelang, wo aus dem Luftraum durch Sedimentation 2 KBE *Legionella* spp. pro Agarplatte und Stunde kultivierbar waren.

*Legionellen-  
haltiger  
Abwasser-  
schlamm*

*Monitoring in  
BioAbluftRA  
sind angeraten*

Trotz des positiven Nachweises von Legionellen in einem Biowäscher (SCHARF *et al.* 2004) sind weitere positive Befunde notwendig, um einen Zufallsbefund ausschließen zu können. Ein auf die potentielle Legionellenproblematik fokussiertes Monitoringvorhaben wird notwendig sein, um auch der Bandbreite verschiedenster Umfeldbedingungen der in der Praxis eingesetzten Verfahrenstechniken in der Tierhaltung gerecht zu werden. Erweisen sich die Abluftbehandlungsanlagen als Legionellen-Habitate muß nicht nur die Liste bisheriger relevanter Legionellenquellen nach SCHAEFER *et al.* (2011) entsprechend ergänzt werden, sondern auch ein Spektrum von Verfahrensoptimierungen erdacht werden, um hygienisch bedenkliche Zustände vermeiden zu können. Ob ähnlich dem technischen Maßnahmenwert von 100 KBE Legionellen pro 100 ml Wasser in der TRINKWASSERVERORDNUNG (2001) ein analoges erreichbares Qualitätsziel in BioAbluftRA möglich ist, bleibt abzuwarten. Angedachte Biozideinsätze bei einer Legionellen-Besiedlung wasserführender Systeme erweisen sich in diesem Zusammenhang als eine nicht im vollen Umfang erfolgreiche Eradikationsmaßnahme (IRVING *et al.* 1997b). Solche Biozidanwendungen sollten zudem andere, ähnlich bedenkliche Mikroorganismen nicht aufgrund von Resistenzeigenschaften selektiv bevorteilen. Ebenso dürfen nützliche und notwendige Biotop nicht übermäßig in Mitleidenschaft gezogen werden, damit die erwünschte Wirkungsweise der BioAbluftRA erhalten bleibt.

### 5.3.6.2 *Leptospira* spp.

*Weltweite  
Verbreitung*

Die zu den Gram-negativen Bakterien gehörenden Leptospiren treten als Infektionserreger bei Mensch und Tier auf (Leptospirose). Die besagten Keime sind hauptsächlich in tropischen und subtropischen Regionen anzutreffen, kommen aber auch in gemäßigten Klimazonen vor, so daß von einer weltweiten Verbreitung ausgegangen werden kann (WHO 2003b). Als obligat aerobe und

bewegliche Spirochäten heben sie sich als spiralig geformte Bakterien mit hakenförmigen Enden deutlich von anderen Bakterien ab. Der Zelleib weist einen Durchmesser von etwa 0,25 µm Durchmesser auf und erreicht eine Länge zwischen 6 und 25 µm. Trotz dieser sperrig anmutenden Geometrie passieren Leptospiren Filter mit einer Porengröße von 0,45 µm. Die Toxizität ihrer Lipopolysaccharide (Endotoxine) ist im Vergleich zu anderen Gram-negativen Bakterien deutlich herabgesetzt (BHARTI *et al.* 2003).

*Saprophytäre  
und pathogene  
Leptospiren*

Taxonomisch wird die Gattung *Leptospira* in 17 (Genomo-)Species unterteilt. Wichtige Vertreter sind *Leptospira interrogans* und *Leptospira biflexa*. Beide Arten stehen für jeweils eine Klasse von pathogenen (*interrogans complex*) und nicht pathogenen, saprophytäre Leptospiren (*biflexa complex*), die mit mehr als 200 Serovaren bzw. mehr als 60 Serovaren entsprechende antigene Unterschiede aufweisen (BARTHI *et al.* 2003). Mit mindestens 12 pathogenen, 4 saprophytären und mehr als 250 pathogenen Serovaren beschreiben ADLER und DE LA PEÑA MOCTEZUMA (2010) die Diversität der Leptospiren. Diese große Variabilität unter den Leptospiren spiegelt sich zudem in der Bandbreite von 180 Tierarten dar, in denen Leptospiren Wirte in Form von Säugetieren gefunden haben. Spezifische Anpassungen von Serovaren an bestimmte Wirte führen zu großen Ausscheidungsmengen der Bakterien in die Umwelt, ohne daß die Wirte selbst erkranken (*maintenance hosts*). Werden diese umweltassoziierten Keime von Individuen aufgenommen, denen eine Anpassung an den jeweiligen Leptospiren-Typ fehlt, kommt es zu einer Erkrankung (*incidental* oder *accidental hosts*). Immerwährende Interaktionen zwischen Leptospiren in der Umwelt und den potentiellen Wirten bedingen zwangsläufig dynamische Übergänge zwischen dem Status eines *maintenance* und *incidental host* (GUERRA 2009, WHO 2003b) und führen zu einer sich gegenseitig beeinflussenden Diversität von Leptospiren-Serovaren und der mit ihnen verknüpften Säugetierarten (VINETZ 2001).

*Wirtsanpassung  
führt zu großen  
Ausscheidungs-  
mengen*

*Kolonisierung der  
Nieren im Wirt*

Tierische Reservoirs beherbergen nach Infektion die Erreger im proximalen tubulären Epithelzellverband der Nieren, von wo die Keime über Wochen, Monate und länger kontinuierlich oder intermittierend mit Konzentrationen von bis zu 10<sup>8</sup> Bakterien pro ml Urin ausgeschieden werden (ADLER u. DE LA PEÑA MOCTEZUMA 2010). Eine solche chronische Infektion kann ein Leben lang bestehen und somit Ausscheider unerkannt lassen, die monate- oder jahrelang Leptospiren in die Umwelt entlassen (GUERRA 2009, BARTHI *et al.* 2003, WHO 2003b).

*Wassergetragene  
Umweltereignisse  
fördern  
Verbreitung*

Einmal in der Umwelt angekommen, gehen Ereignisse wie Flutkatastrophen, Überschwemmungen oder heftige Niederschläge häufig mit Zunahmen von Leptospirose-Fällen in der Bevölkerung einher. Dies weist darauf hin, daß die Verbreitung von Leptospiren durch feucht-nasse Umweltverhältnisse begünstigt wird, zumal wenn tier- oder abwasserbedingte Kontaminationen eine großflächige Verbreitung der Erreger unterstützen (VANASCO *et al.* 2008, WHO 2003b). Diese wasserbetonte Verbreitung macht verständlich, warum außerdem Freizeitaktivitäten mit Wasserkontakt ein signifikantes Leptospirose-Risiko darstellen können (LEVETT 2001, MONAHAN *et al.* 2009a). Hierfür stehen stellvertretend Fallbeschreibungen von Leptospirosen in Verbindung mit Wassersport (HAAKE *et al.* 2002), im Zuge der Teilnahme am Triathlon (RKI 2006) oder an *Adventure*-Ereignissen, die mit natürlichem Wasserkontakt einhergehen (RICALDI u. VINETZ 2006). Außerdem ist das Spektrum auf andere Risikogruppen wie Schlachthofpersonal, Landwirte, Tierärzte oder im kommunalen Abwasserbereich und in öffentlichen Sanitäranlagen tätige Personenkreise erweiterbar (BARTHI *et al.* 2003, GUERRA 2009,

*Prädisponierte  
Personen*

LUCHINI *et al.* 2008, WHO 2003b). Im wahrsten Sinne des Wortes kommen auch Feldinfektionen bei der Arbeit und in der Freizeit vor. So geschehen beim Erdbeerpflücken und bei barfüßigem Spaziergang über Jauche-gedüngten Wiesen (FUCHS *et al.* 1999, RKI 2008). Derart über die Anamnese eruierbare Umweltkontakte sind deutlich zielführender für eine Verdachtsdiagnose als Tierkontakte (SETHI *et al.* 2010). Laut einer Statistik von JANSEN *et al.* (2005) konnten für die BR Deutschland jeweils 30% der bestätigten Leptospirose-Fälle berufsbedingten und Freizeit-assoziierten Expositionen zugeordnet werden.

#### *Eintritt über Haut, Mund und Nase*

So vielfältig der potentiell exponierte Personenkreis ist, so abwechslungsreich sind gleichwohl auch die Eintrittspforten bei der Infektionshaftung der Leptospirose beim Menschen. Üblicherweise gelangen Leptospiren über defekte oder durch Nässe aufgeweichte Hautareale in den Körper. Ebenso kommen die Konjunktiven sowie Schleimhäute wie Mund, Nasopharynx und Ösophagus in Betracht, was zwangsläufig die Leptospirenzufuhr über Nahrungsmittel (Trinkwasser und Lebensmittel) mit einschließt. Die Inhalation von Wasser oder Aerosolen wird gleichermaßen ebenfalls als Infektionsgrund nicht ausgeschlossen, wobei im Allgemeinen nur 1 bis 10 Leptospiren ausreichen, um empfängliche Wirte zu infizieren (WHO 2005). Bisse durch infizierte Tiere, vornehmlich Nagetiere, ergänzen das Repertoire an Übertragungsmöglichkeiten der Erreger (ADLER u. DE LA PEÑA MOCTEZUMA 2010, GUERRA 2009, LABALME *et al.* 1996, LEVETT 2001, WHO 2003b).

#### *Symptomlose bis fulminante Verläufe*

Nach Inkubationszeiten zwischen 2 und 30 Tagen entscheidet sich die klinische und pathologische Verlaufsform der humanen Leptospirose. Viele, wenn nicht sogar der überwiegende Teil der Infektionen verläuft symptomlos, subklinisch oder mit milden Symptomen, denen keine therapeutische Beachtung geschenkt wird. Dieses Erscheinungsbild wie auch anfängliche Grippe-ähnliche Beschwerden lassen nicht von vornherein auf eine Leptospirose schließen, die als biphasische Verlaufsform vorkommt (BARTHI *et al.* 2003). Einer zunächst septikämischen, den

#### *Septikämie*

Erreger im Körper verstreuen und mit Fieber einhergehenden Phase folgt die Immunphase mit Antikörperbildung und renaler Ausscheidung der Erreger (LEVETT 2001). In dieser Phase ist die Erkrankung mehr organspezifisch und äußert sich in einer anikterischen und ikterischen Form. Erstere zeigt sich durch eine aseptische Meningitis, die neurologische Erscheinungen bei den Betroffenen zur Folge hat (GUERRA 2009). Die schwerere ikterische, also von Gelbsucht begleitete

#### *Ikterus*

Form ist außerdem von renaler Dysfunktion bis Nierenversagen begleitet, wobei eine persistierende renale Erregerbesiedelung später zur Fibrosierung und ebenso zur Niereninsuffizienz führen kann (MONAHAN *et al.* 2009b). Verkompliziert wird

#### *Nierenversagen*

der hepatorenale Erkrankungsschwerpunkt durch Hämorrhagien an unterschiedlichen Lokalisationen, deren Manifestation in der Lunge besonders schwer wiegt. Die skizzierte schwere Verlaufsform wird auch als *Weilsche Krankheit*

#### *Hämorrhagien*

(nach seinem Entdecker Adolf Weil im Jahre 1886) bezeichnet (VIJAYACHARI *et al.* 2008), die nicht nur in der zweiten Erkrankungsphase der biphasischen Verlaufsform auftreten muß, sondern auch als sofort progressiv auftretende Krankheit zu Tage treten kann (BARTHI *et al.* 2003). Als Folge der Leptospirose werden auch okuläre Spätkomplikationen beschrieben, die immunreaktionsbedingt als Uveitis umständehalber zur Blindheit bei Menschen und Pferden (sog. Mondblindheit) führen kann (BARTHI *et al.* 2003, RATHINAM 2002). Anteilsmäßig macht das anikterische Erscheinungsbild ungefähr 90% und die ikterische Form 5 bis 10% der diagnostizierten Leptospirosen aus (GUERRA 2009), wobei die stärksten klinischen Ausprägungen beim Menschen häufig durch Serovare wie beispielsweise

#### *Okuläre Spätfolgen*

*Nager als  
Überträger*

*Icterohaemorrhagiae*, *Copenhageni* oder *Lai* ausgelöst werden, deren Herkunft meistens mit Ratten oder anderen Nagetieren in Verbindung stehen (ADLER u. DE LA PEÑA MOCTEZUMA 2010). Ratten tragen über ihren Urin mit zur Kontamination von Boden und Wasser bei (MEERBURG *et al.* 2009), so daß auch hierüber die Leptospiren in der Umwelt im Umlauf bleiben.

*Klimaverän-  
derungen fördern  
die Verbreitung*

Die WHO (2003b) gibt die Anzahl der Neuerkrankungen pro Jahr mit 0,1-1 pro 100.000 Einwohner in gemäßigten Klimazonen und mit 10-100 pro 100.000 Einwohner in den tropischen Gebieten an. In der BR Deutschland liegen die gemeldeten Erkrankungsfälle bei 20-45 pro Jahr, doch wird erwartet, daß die Häufigkeit aufgrund verfehlter Diagnostik oder wegen Nichtmeldens an die Behörden höher ausfällt (RKI 2001). Die Datenbank *SurvStat* (<http://www3.rki.de/SurvStat>) des Robert Koch-Instituts (BR Deutschland) meldete im Zeitraum von 2001 bis 2010 insgesamt 636 Leptospirose-Fälle (Stand 14.04.2010). Da auf der Basis der erwarteten globalen Klimaveränderungen für die BR Deutschland ein Temperaturanstieg von 2,5°C bis 3,5°C bis Ende des Jahrhunderts prognostiziert wird, könnte sich hieraus eine verstärkte Infektionsverbreitung auch der Leptospirose ergeben (STARK *et al.* 2009). Mit nicht minderer Aufmerksamkeit wird anhand von Klimaszenarien verfolgt, inwieweit sich die geographische Verbreitung der Nagetier-Reservoirwirte zukünftig in der BR Deutschland ändern könnte (ULRICH *et al.* 2009). Dabei sind die sich in Ratten und Mäuse fortentwickelnden, genetisch basierten Resistenzen gegenüber chemischen Bekämpfungsmitteln wie Cumarine bzw. -derivate noch gar nicht berücksichtigt (MYLLYMÄKI 1995, PELZ *et al.* 1995, PELZ *et al.* 2005). Anzeichen einer auf landwirtschaftlichen Betrieben etablierten resistenten Rattenpopulation (PELZ u. KLEMMANN 2004) lassen die Vermutung aufkeimen, daß zusammen mit den Klimaänderungen Populationszuwächse bei Nagetieren zu erwarten sind, was den Keimdruck erhöhen wird; eben auch für Leptospiren. Fast nebensächlich erscheint dabei der Umstand, daß Hunde ebenfalls bedeutende Leptospiren-Träger sind (VAN DE MAELE *et al.* 2008). Bei 337 süddeutschen Hunden mit klinischem Verdacht auf Leptospirose konnte GEISEN (2009) in 48% der Fälle Antikörper gegen mindestens ein Leptospiren-Serovar nachweisen, obgleich hier auch impfbedingte Antikörpertiter zu berücksichtigen sind. Nichtsdestotrotz darf anheim gestellt werden, daß zum üblichen Bild landwirtschaftlicher Betriebe gehörende (Hof-) Hunde eine Rolle in der Infektkette der Leptospiren spielen könnten, so daß in Verbindung mit infizierten Nutztieren und häufig unvermeidbaren Schadnagerpopulationen eine Verteilung pathogener Leptospiren im Umfeld von BioAbluftRA vermutet werden darf (Abb. 71).

*...auch die des  
Nagers als  
Träger*

*Hunde als  
Verteiler*

*Feuchtigkeit als  
Garant für das  
Überleben in der  
Umwelt*

Nachdem Ausscheider benannt wurden und die Umweltpersistenz der Leptospiren offensichtlich an feucht-nasse Milieubedingungen gekoppelt ist, gilt es die physikalisch-chemischen Eckpfeiler zu beschreiben, die ein womögliches Überleben der Leptospiren in BioAbluftRA nicht aussichtslos erscheinen lassen. Austrocknung und Sonnenstrahlung sorgen für ein rasches Absterben der Pathogene (WHO 2003c), Einwirkungen, die jedoch in einer BioAbluftRA eher auszuschließen sind. Habitate wie frisches Wasser, feuchte Böden und Schlamm erlauben das monate- bis jahrelange Überleben der Leptospiren in der Umwelt, warum kein natürlicher Wasserkörper Leptospiren-frei sein dürfte (CDC 1998, GUERRA 2009). Dies läßt sich an Befunden von HENRY und JOHNSON (1978) ablesen, die erfolgreich saprophytäre Leptospiren-Isolate aus einem Fluß, einem See, einem Moorsee und einer Wasserquelle gewannen und die Bodenproben mit hoher Feuchtigkeit sowie organischen Materialgehalt als Leptospiren-reich ausweisen



konnten. In von Regenwasser geflutetem Erdreich betrug die Überlebensperiode von pathogenen Leptospiren mindestens 3 Wochen (LEVETT 2001) und bei feuchter Umgebung, leicht alkalischem pH-Wert und Temperaturen über 18°C sind sie in der Lage, im Boden bis zu sechs Wochen und im Wasser über drei Monate zu überleben (GEISEN 2009).

*Ammonium und freie Fettsäuren im Waschwasser als Voraussetzung*

Die anzunehmende qualitative und quantitative Variabilität der gelösten und suspendierten organischen Bestandteile der in der Literatur beschriebenen Proben mit unterschiedlichen Herkünften läßt es nicht abwegig erscheinen, daß das Prozeßwasser der BioAbluftRA ein Überleben von Leptospiren ebenso ermöglichen könnte. Nach den Ausführungen von DIESCH *et al.* (1969) sollen sich die meisten Leptospiren mit Vitamin B<sub>1</sub> und B<sub>12</sub> sowie Mineralsalzen als auch anorganischen Ammoniumsalzen als Stickstoffquelle begnügen, worin die Autoren im Zuge von in der Landwirtschaft angewandten und abgeschwemmten Dünger in natürliche Wasserkörper Vorteile für das Überleben der Leptospiren in der Umwelt sehen. Kohlenstoffspender und damit Energielieferant sind langkettige Fettsäuren (JOHNSON u. WALBY 1972). Auch diese könnten theoretisch von in der BioAbluftRA über den Staub abgeschiedenen Futtermittelbestandteilen oder aus einem umfangreichen Lipidpool im Prozeßwasser lysierender Bakterien stammen (z.B. Phospholipide der Zellmembranen).

*Stark überhöhte Nährstoffrachten wirken inaktivierend*

Überfrachtungen des Wassers mit Inhaltsstoffen können aber auch für ein begrenztes Überleben der Leptospiren verantwortlich sein. Beimengungen von Abwasser, sich zersetzendes organisches Material und Gülle führen zur raschen Inaktivierung (GUERRA 2009, SEIFERT 1992). Inwiefern die Überlebenschancen der Leptospiren in diesem Kontext eher durch eine stoffabbaubedingte Sauerstoffzehrung minimiert werden, bleibt zu hinterfragen, da andererseits DIESCH *et al.* (1973) zeigen konnten, daß von infizierten Rindern isolierte *Leptospira pomona* (heute: *Leptospira interrogans* Serovar Pomona) in einem mit Flüssigmist befüllten Oxidationsgraben bei 20°C maximal 138 Tage und bei 2°C im Höchstfall 18 Tage überleben konnten. Kontrastiert werden diese Angaben durch ebenfalls lange Überlebenszeiten von *Leptospira interrogans* Serovar Canicola in destilliertem Wasser, in dem die Motilität der Spirochäten als Zeichen ihrer Lebensfähigkeit mit 110 Tagen angegeben wurde, aber auf 14 Tage schrumpfte, wenn dem Wasser Kochsalz (0,85%) zugegeben wurde (TRUEBA *et al.* 2004). Der Salinitätsgrad ist ganz offensichtlich für die Halotoleranz der pathogenen Leptospiren ein limitierender Faktor (GUERRA 2009), wie auch der Kontakt mit Detergentien (LEVETT 2001). Insgesamt wird deutlich, daß ein gewisses Maß an Unsicherheit bleibt, inwiefern das Prozeßwasser zu einem dauerhaften Aufenthalt der Leptospiren beitragen kann, da die Unkenntnis über die Zusammensetzung überlebensfördernder und -hemmender Stoffe eine klare Angabe über die Überlebenschancen oder gar -dauer nicht nur dieser Mikroorganismen bislang ausschließt. Dabei ist immer zu berücksichtigen, daß die Totalausbeute der Keime im Prozeßwasser bei aller Absterbedynamik, immer auch eine Funktion der Keimzufuhr ist.

*...in Flüssigmist dennoch überlebensfähig*

*Salz und Detergentien wirken limitierend*

*Abhängigkeit von Temperatur und pH-Wert*

Mit der Erwähnung von Temperatur und pH-Wert bei der Darstellung der Überlebensdauer der Leptospiren in unterschiedlichen Medien sind zwei weitere Parameter von nicht unerheblicher Bedeutung angesprochen. Immer wieder genannt oder zitiert werden optimale Wachstumstemperaturen von 28 bis 30°C oder von 28 bis 38°C bei pH-Werten zwischen 6,2 und 8,0 (ADLER u. DE LA PEÑA MOCTEZUMA 2010, BARTHI *et al.* 2003, LEVETT 2001). Minimale Wachstumstemperaturen werden von JOHNSON und HARRIS (1967) für pathogene



*Vermehrung  
außerhalb des  
Wirtes ?*

Leptospiren zwischen 13 und 15°C angegeben, wogegen saprophytäre Vertreter im Bereich von 5 und 10°C ein Wachstum zeigen und dieser Unterschied in den Temperaturansprüchen genutzt werden kann, um zwischen beiden Klassen bei der Kultivierung diskriminieren zu können. Gezielte pH-Wert-Einstellungen von 5,3 bis 8,0 in gepuffertem destilliertem Wasser wiesen alkalische gegenüber sauren Milieubedingungen als günstiger auf Leptospiren wirkend aus. Hierbei stellten sich in Abhängigkeit von dem überprüften Serotyp Überlebenszeiten von 10 bis 117 Tagen bei pH < 7,0 und von 21 bis 152 Tagen bei pH > 7 ein (GORDON SMITH u. TURNER 1961). Ob gar eine Vermehrung von pathogenen Leptospiren außerhalb ihrer Wirte stattfindet, ist nicht mit absoluter Gewissheit zu beantworten (VIJAYACHARI *et al.* 2008, WHO 2003c), obgleich internetbasierte Quellen (<http://www.leptospirosis.org/topic.php?t=10>) wie auch PLANK und DEAN (2000) dies über ein Zitat gänzlich verneinen.

*Biofilme spielen  
auch hier eine  
Rolle*

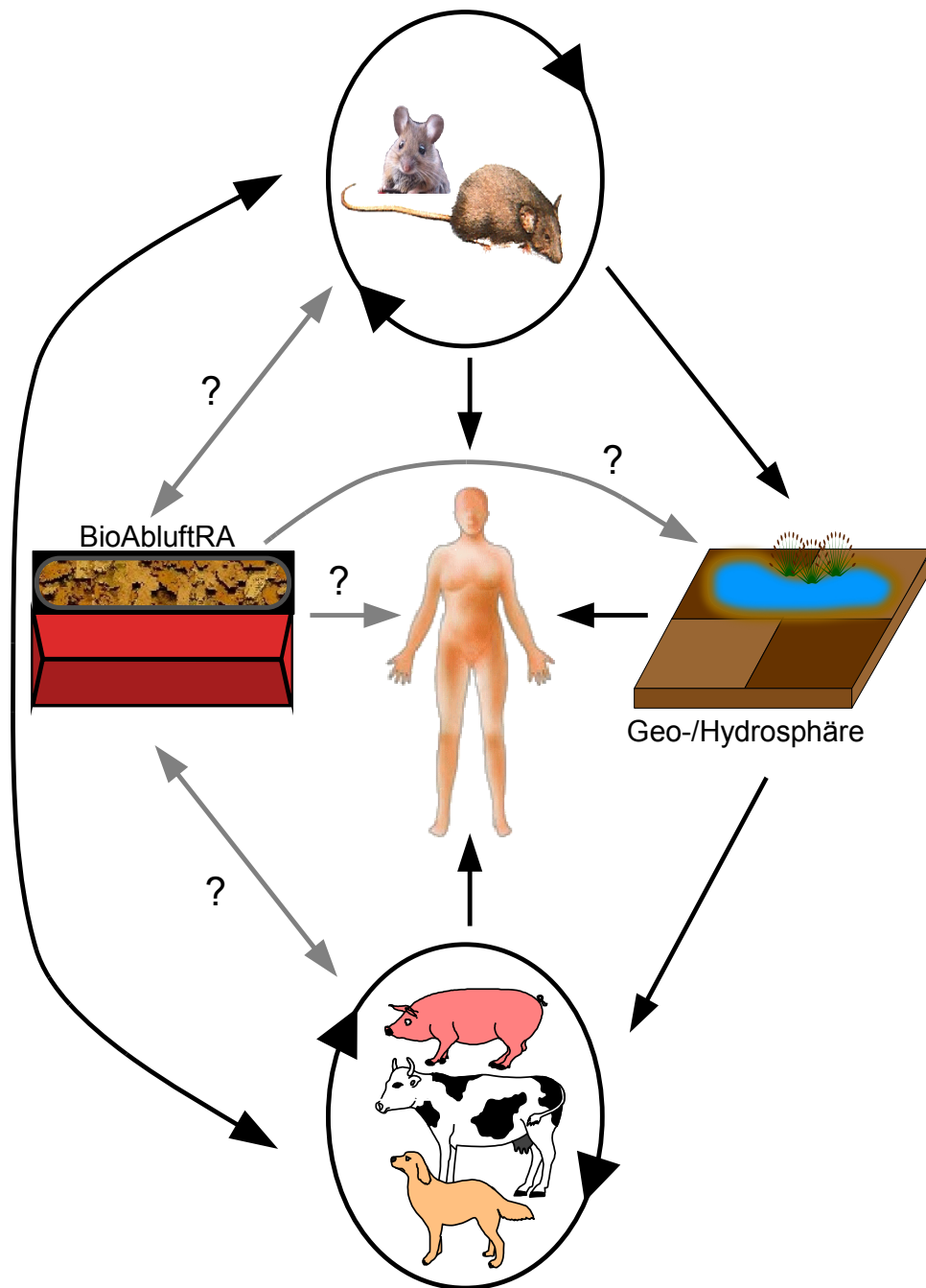
Natürlich stellt sich bei den Leptospiren ebenso die Frage nach deren Beteiligung an Biofilmen, da diese ja eine Art Trutzburg gegenüber widrigen Umwelteinflüssen darstellen und damit Bestandteil der mikrobiellen Überlebensstrategie sind. Untersuchungen von SINGH *et al.* (2003) haben unter 40 nachgewiesenen Genera eine hohe Beteiligung von Leptospiren in Biofilmen von Wasserleitungssystemen in Zahnarztpraxen feststellen können, obgleich nicht ersichtlich ist, ob es sich um saprophytisch und/oder pathogene Bakterien handelte. Einen ersten Hinweis auf die Affinität pathogener Leptospiren für visköse, quellfähige Matrices, wie dies Biofilme mit ihren extrazellulären polymeren Stoffen (EPS) in ähnlicher Weise präsentieren, konnten TRUEBA *et al.* (2004) anhand gesteigerter Überlebenszeiten in mit Agarose versetztem Wasser zeigen. Spätestens durch RISTOW *et al.* (2008) wird klargestellt, daß pathogene *Leptopira*-Serovare wie auch die getesteten Saprophyten dieser Gattung zur Biofilmbildung in der Lage sind und den Erregern hilft, langfristig in aquatisch geprägten Umfeldern zu überleben, wobei eine Vergesellschaftung zwischen beiden Klassen angenommen werden darf. Damit dürften Biofilme in BioAbluftRA nicht von vorn herein als Leptospiren-frei angesehen werden.

*Abgrenzung  
zwischen  
virulenten und  
avirulenten  
Arten nötig*

Klar geworden ist, daß eine wichtige Detailfrage in jedem Fall die Abgrenzung zwischen saprophytären und pathogenen Leptospiren ist, da ein Auftauchen in umweltassoziierten Wasserkörpern nach den bisherigen textlichen Ausführungen nicht überraschend sein dürfte, doch für die Gefährdungseinschätzung die pathogenen Arten und Serovare von Bedeutung sind. Beiläufig von JOHNSON und HARRIS (1967) erwähnt und letztlich von HENRY und JOHNSON (1978) experimentell durchgeführt, gelingt nämlich bei direkter intraperitonealer Inokulation ihrer Umweltisolate eine Infektionshaltung bei Hamstern nicht, was auf ausschließlich saprophytäre bzw. avirulente Leptospiren hinweist.

*Methodisches  
Feingefühl sichert  
Nachweis der  
pathogenen  
Stämme*

Damit wird die diagnostische Abgrenzung zu den pathogenen Leptospiren offensichtlich. Nicht nur die morphologische Ähnlichkeit der Leptospiren-Klassen untereinander, sondern auch der grundsätzlich zahlenmäßige Überhang der saprophytären Leptospiren in der Umwelt und damit in den Proben kann ein Überwachen der Pathogene durch die nicht-pathogenen Leptospiren im Kultivierungsverfahren nach sich ziehen (GANOZA *et al.* 2006) und folglich molekularbiologische Analysemethoden für eine sichere Differenzierung notwendig machen (KOSITANONT *et al.* 2007), um zukünftig nicht zuletzt den Beweis für die Existenz pathogener Leptospiren in BioAbluftRA antreten zu können.



**Abb. 71:** Infektketten und Verbreitung der Leptospiren zwischen tierischen Wirten, Wasser und Boden sowie dem Menschen unter fraglicher Beteiligung von BioAbluftRA (nach ADLER u. DE LA PEÑA MOCTEZUMA 2010, modifiziert).

### 5.3.6.3 *Mycobacterium* spp.

Abgrenzung  
zwischen tuber-  
kulösen und  
nicht-tuber-  
kulösen Keimen

Die Mykobakterien umfassen eine Gruppe von schwach grampositiven, unbeweglichen, verschieden langen, nicht sporenbildenden Stäbchen, die einen aeroben Stoffwechsel besitzen. Unterschieden wird grundsätzlich zwischen den klassischen Tuberkulose-Erregern, dem Lepra-Erreger, den Erregern des *Mycobacterium avium intracellulare*-Komplexes und einer Gruppe von sog. atypischen Mykobakterien (ANONYM 2002e). Zur eindeutigen Abgrenzung zu den tuberkulösen Mykobakterien werden die fakultativ pathogenen und andersweitig klinisch bedeutsamen Mykobakterien als nichttuberkulöse Mykobakterien (NTM) oder auch als umweltassoziierte Mykobakterien bezeichnet (PRIMM *et al.* 2004, WAGNER u. YOUNG 2003). Diese NTM sind isolierbar aus natürlichem Wasser (Oberflächenwasser), Trinkwasser, Abwasser und ihrer Sedimente sowie aus Böden, wo sie direkt als Saprophyten leben oder aber auch in Protozoen (Amöben) eindringen, sich dort vermehren (siehe auch Interaktion Legionellen-Amöben) und Umweltstressoren besser widerstehen können (THOMAS u. ASHBOLT 2011, THOMAS u. McDONNELL 2007). Das Herkunftsspektrum läßt sich außerdem erweitern auf Stroh, Säge- bzw. Hobel-späne, Staub, Arthropoden und sämtliche andere Tiere (BfR 2009, MATLOVA *et al.* 2004). Ferner sind die Mykobakterien befähigt, Biofilme zu bilden bzw. Bestandteil jener zu sein (FALKINHAM 2009a).

Saprophyten

Unterschiede in  
Wachstumsge-  
schwindigkeiten

Die Arten die derzeit bekannte humanrelevante Erkrankungen bedingen können sind: *Mycobacterium avium*, *M. intracellulare*, *M. kansasii*, *M. paratuberculosis* bzw. *M. avium* subsp. *paratuberculosis*, *M. scrofulaceum*, *M. simiae*, *M. habana*, *M. interjectum*, *M. xenopi*, *M. beckesbornense*, *M. szulgai*, *M. fortuitum*, *M. immunogenum*, *M. chelonae*, *M. marinum*, *M. genavense*, *M. haemophilum*, *M. celatum*, *M. conspicuum*, *M. malmoense*, *M. ulcerans*, *M. smegmatis*, *M. wolinskyi*, *M. goodii*, *M. thermoresistibile*, *M. neoaurum*, *M. vaccae*, *M. palustre*, *M. elephantis*, *M. bohemicum*, *M. septicum* (KATOCH 2004), *M. triplex* (FLOYD *et al.* 1996) und *M. murale* (VUORIO *et al.* 1999). Von den sog. *slow growing bacteria* (sichtbare Kolonien der Subkultur erst nach > 7 Tagen) sind außerdem die *rapid growing mycobacteria* (RGM) zu unterscheiden (sichtbare Kolonien der Subkultur bereits nach ≤ 7 Tagen), zu denen die *Mycobacterium chelonae*–*Mycobacterium abscessus* Gruppe und der *Mycobacterium fortuitum*-Komplex zählen, die ebenfalls klinisch bedeutsam sind (GRIFFITH *et al.* 2007, VAN INGEN *et al.* 2009). Im Rahmen einer Erhebung berichten MARTIN-CASABONA *et al.* (2004) von 36.099 bestätigten NTM-Infektionen in 14 Ländern weltweit sowie von einem signifikanten Aufwärtstrend in der Beteiligung des *Mycobacterium avium*-Komplexes und von *Mycobacterium xenopi*.

Zelluläre Wand-  
struktur bedingt  
langes Überleben  
in der Umwelt

Dank ihrer lipidhaltigen Wand sind Mykobakterien umweltbeständig und werden in den verschiedensten natürlichen und humanbeeinflussten aquatischen Umgebungen (Trinkwasser, Aerosole) gefunden. Neben Regenwasser und Flusswasser tauchen Mykobakterien hauptsächlich in Frischwasser und Brackwasser auf, wogegen Meerwasser aufgrund des salinen Charakters hemmend – mit Ausnahme von *Mycobacterium marinum* (DAILLOUX *et al.* 1999) – auf das Wachstum wirkt und hiermit die Nichtauffindbarkeit oder ausgesprochen geringe Wiederfindungsrate kultivierbarer Mykobakterien in Meerwasser erklärt wird (GEORGE *et al.* 1980, WENDT *et al.* 1980). Schätzungen gehen davon aus, daß Mykobakterien in natürlichen Frischwasserhabitaten mit Gehalten zwischen 0,1 und 500 KBE ml<sup>-1</sup> präsent sind (DAILLOUX *et al.* 1999). Die Umweltbeständigkeit der Mykobakterien wird teilweise auch auf ihre Unempfindlichkeit gegenüber Desinfektionsmittel wie Formaldehyd und quaternären Ammoniumverbindungen zurückgeführt (FALKINHAM 2003). Gegenüber *E. coli* soll der *Mycobacterium avium*-Komplex 580- bis

<i>Temperatureinflüsse</i>	<p>2.300-mal Desinfektionsmittel-resistenter sein (REYNOLDS 2005). Die Arten <i>Mycobacterium avium</i> respektive <i>intracellulare</i> können in einem Temperaturbereich von 10 bis 45°C wachsen (FALKINHAM 2003) und zeigen in 14°C warmen Wasser nach 3 Monaten keine Vitalitätsverluste und selbst nach 6 Monaten sank die Überlebensfähigkeit um lediglich 30%. Allerdings sind bei hohen Temperaturen die Vitalitätsverluste sehr viel ausgeprägter (ARCHULETA <i>et al.</i> 2002), was nach etwa einstündiger Einwirkung bei 55°C noch 10% der Mykobakterien überleben ließ (SCHULZE-RÖBBECKE u. BUCHHOLTZ 1992). In unterem Temperaturbereich bei etwa 5°C konnten GEORGE <i>et al.</i> (1980) nach 30 Tagen eine Abnahme lebender Zellen in natürlichen Wasserproben feststellen. Pathogene Arten können unter günstigen Bedingungen mehrere Monate außerhalb ihres Wirtes überleben (ANONYM 2002e).</p>
<i>Mykobakterien sind säurefest</i>	<p>Bemühungen, Mykobakterien aus der Einstreu von Masthähnchen zu isolieren und anzuzüchten, waren nur sehr selten möglich und Inokulationsversuche mit Mykobakterien in basisch geprägter Einstreu wiesen auf eine entsprechende bakterizide Wirkung bei hohen pH-Werten hin (FALKINHAM <i>et al.</i> 1989). Bedingt durch ihren säurefesten Charakter verwundert es jedoch nicht, daß entlang von Flußläufen besonders viele Mykobakterien aus ufernahen Erdproben mit hoher Azidität kultivierbar waren (BROOKS <i>et al.</i> 1984) wie auch andere säurehaltige Böden und Wasserkörper (z.B. Humin- und Fulvosäure in Torf und Sumpfwasser) ein zahlreiches Auftreten und Vermehrungspotential von Mykobakterien bei niedrigen pH-Werten gewährleisten (PRIMM <i>et al.</i> 2004). Angesichts der Dotierung des Prozeßwassers mit Säure in Chemowäschern oder auch in Kombinationsanlagen wie die der Anlage IV bestünden daher vermutlich gute Lebensbedingungen im Prozeßwasser, wobei zusätzlich die Anpassungsfähigkeit der Mykobakterien auch an mikroaerobe Bedingungen (PRIMM <i>et al.</i> 2004), einen positiven Effekt auf die Existenzwahrscheinlichkeit der besagten Keime im Waschwasser auszuüben vermag. Außerdem korreliert die wassergetragene Fracht von Mykobakterien mit dem Partikelgehalt (FALKINHAM <i>et al.</i> 2001). Hohe Partikelgehalte wurden gemäß den hiesigen Prozeßwasserbefunden ebenfalls angetroffen. Die metabolische Nutzbarmachung von Harnsäure und Harnstoff als Stickstoffquelle als auch assimilierbare organische Kohlenstoffquellen begünstigen das Wachstum von Mykobakterien (FALKINHAM <i>et al.</i> 1983, FALKINHAM <i>et al.</i> 2001), so daß die über das Rohgas in die Abluftreinigungsanlage hineinkommenden Staubfrachten die besagten Nährstoffe auch für Mykobakterien vorhalten könnten. Die Frage der Temperaturverhältnisse im Prozeßwasser als ein beeinflussender Faktor für die Vermehrung und Persistenz der umweltbezogenen Mykobakterien bedarf der Beachtung, da der Faktor Wärme als Erklärung dienen könnte, warum die Mykobakterien-Arten saisonal und regional nicht nur verschieden stark in Umweltproben (DAILLOUX <i>et al.</i> 1999), sondern auch in klinischen Proben auftreten (HAN 2008).</p>
<i>Säurestufe in BioAbluftRA wahrscheinlich ohne Effekt</i>	
<i>Nicht nur pulmonale Erkrankungen</i>	<p>Die Gruppe der NTM verursachen pulmonale und nicht pulmonale Erkrankungen bei Individuen, die hauptsächlich lokal oder systemisch immunsupprimiert sind. Nichtsdestotrotz sind einige Fallbeispiele bekannt, bei denen auch immunkompetente Personen Lungenaffektionen durch NTM davongetragen haben (CAPPELLUTI <i>et al.</i> 2003, KAHANA <i>et al.</i> 1997, McMULLAN <i>et al.</i> 2002, PIERSIMONI <i>et al.</i> 2004). Lungenassoziierte Erkrankungen werden im wesentlichen durch den <i>Mycobacterium avium</i>-Komplex verursacht (KATOCH 2004, WAGNER u. YOUNG 2003). Umweltassoziierte Mykobakterien sowie ihre zellulären, immunmodulatorisch wirkenden Komponenten (z.B. Muraminsäure-haltige Peptide, Arabinogalactan, Mykolsäure) sind geeignet, nach Einatmung Entzündungen und Hyperreagibilität</p>

### Mykobakterien und Rasen- sprenger als Fallbeispiel

der Atemwege sowie Hypersensitivitätspneumonitiden (syn. Exogene allergische Alveolitis, EAA) auszulösen, zumindest aber eine Risikoerhöhung für Erkrankungen auch in Koexistenz mit anderen Noxen (z.B. Endotoxine) darzustellen. Entsprechende Expositions- und Erkrankungsgeschichte werden durch vorangegangene Aerosolisierungsprozesse eingeleitet, die an Arbeitsplätzen (z.B. Metallverarbeitung unter Einsatz von Kühl- und Schmiermitteln), in aquatisch geprägtem Umfeld (Swimming pool, Warmwasserbad) oder in wassergeschädigten Gebäuden zu beobachten waren (ANDERSSON *et al.* 1997, CAPPELLUTI *et al.* 2003, EMBIL *et al.* 1997, HAVELAAR *et al.* 1985, LEONI *et al.* 1999, MANGIONE *et al.* 2001, MARRAS *et al.* 2005, ROSE *et al.* 1998, SHELTON *et al.* 1999, SLOSAREK *et al.* 1994). Andere als den Atemtrakt betreffende Organsysteme sind Lymphknoten, Weichgewebe, Knochen, Gelenke und die Haut (TORTOLI 2009). Für letztere findet sich ein Fallbeispiel bei ROSS *et al.* (1997), die eine mit gereinigtem Abwasser gespeiste Beregnungsanlage eines Golfplatzes für den Ausbruch von Hautulzera durch *Mycobacterium ulcerans* bei zahlreichen Personen im Umfeld des Golfplatzes verantwortlich machten und hierbei die aerogene Infektionsroute als die Wahrscheinlichste erachteten. Die generelle Assoziation zwischen *Mycobacterium ulcerans* und Wasserkörpern unterschiedlichster Art greifen JACOBSON *et al.* (2010) auf und MERRITT *et al.* (2010) verdeutlichen, daß die durch dieses Mykobakterium ausgelöste Erkrankung (Buruli-Ulkus) im wesentlichen in Regionen mit warmen Klima vorkommt, wofür u.a. eine optimale Wachstumstemperatur von 30-33°C spricht. Für luftgetragene Transmissionen, in deren Folge sich pulmonale Infektionen einstellen können, werden im wesentlichen *Mycobacterium kansasii*, *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium intracellulare* oder *Mycobacterium xenopi* verantwortlich gemacht (DAILLOUX *et al.* 1999).

### Konzentrierung von Myko- bakterien an der Phasengranze Luft-Wasser

Zu verstärkten Expositionen können die hydrophoben Eigenschaften der Zelloberfläche führen, da hierdurch eine Aufkonzentrierung von Mykobakterien in Luftblasen entsteht, die an die Flüssigkeitsoberfläche gelangend eine deutliche Mykobakterienfreisetzung beim Aufplatzen bedingen (siehe Kap. • 5.3.5.2) und schließlich im luftgetragenen Zustand von einer Luftströmung davongetragen werden können, warum WENDT *et al.* (1980) hierauf ihre Hypothese stützten, daß derart aerosolisierte, aus natürlichen Gewässern stammende NTM einen Infektionsweg für den Menschen darstellen könnten. Hinzu kommt, daß solche natürlich vorkommenden und Mykobakterien-belasteten Aerosole Partikelgrößen von < 5 µm aufweisen und daher alveolengängig sind (FALKINHAM 2003).

### Umweltpersis- tenz erhöht die Kontaktwahr- scheinlichkeit

Die Bedeutung der NTM liegt insgesamt darin, daß es eine Überlappung zwischen humanen und mykobakteriellen Lebensräumen gibt, wobei im wesentlichen kontaminiertes Wasser und Böden als Mittler agieren. Dortige Biofilme und ausgeprägte Oberflächenadhärenzen sorgen für eine Umweltpersistenz, ohne jedoch derzeit konkret zwischen avirulenten und virulenten Stämmen zu unterscheiden (FALKINHAM 2009b). Aufgrund von jüngst bekannt gewordenen Fallbeispielen darf angenommen werden, daß es zukünftig zu vermehrten klinischen Fällen kommen wird, warum Bemühungen notwendig sind, die auf eine Eliminierung von Mykobakterien in entsprechenden Habitaten hinwirken (PRIMM *et al.* 2004).

### NTM und Lebensmittel- sicherheit

Humanmedizinisch wohl relevant, aber lebensmittelhygienisch nicht weniger erwähnenswert ist die Infizierung von Schweinen mit NTM. Die Tiere können sich oral über Trinkwasser, Futtermittel, Einstreu aber auch aerogen über Stallstaub mit Organismen infizieren (BrR 2009). In einer niederländischen Studie wurde bei



NTM in  
Muskulatur von  
Schweinen

0,5% der geschlachteten Schweine Mykobakterien des *Mycobacterium avium*-Komplexes gefunden (KOMIJN *et al.* 1999). Doch wird davon ausgegangen, daß die wirkliche Zahl Mykobakterien-behafteter Schlachtschweine unbekannt ist und die Keime daher unerkannterweise zum Konsumenten gelangen können (TIRKKONEN *et al.* 2010). Nichtsdestotrotz ist die Übertragung von Mykobakteriosen, die durch die NTM des *Mycobacterium avium intracellulare*-Komplexes ausgelöst werden, über Lebensmittel noch nicht bekannt geworden. Obwohl das Risiko für die Lebensmittelsicherheit gegenwärtig nicht abgeschätzt werden kann, hebt das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), BR Deutschland, hervor, daß bei deutschen Schweinen Infektionen des *Mycobacterium avium intracellulare*-Komplexes vorkommen und daß in seltenen Fällen, in denen makroskopisch nur einzelne Lymphknoten befallen sind, mit dem Vorkommen von Mykobakterien in der Muskulatur geschlachteter Schweine zu rechnen ist (BfR 2009). Die Möglichkeit eines gegenseitigen Erregeraustausches scheint sich durch die teilweise enge genetische Verwandtschaft zwischen Human- und Schweineisolaten zu bestätigen oder aber deutet darauf hin, daß Mensch und Tier in Kontakt mit der selben Erregerquelle in der Umwelt stehen (KOMIJN *et al.* 1999, TIRKKONEN *et al.* 2007). Nicht ohne Grund wird u.a. angeregt, bei Datenerhebungen zum Vorkommen von Mykobakteriosen, auch das Tierhaltungssystem zu berücksichtigen (BfR 2009).

#### 5.3.6.4 Viren

Wasserkörper  
sind geeignete  
Aufenthaltsorte

Als defizitär muß das Wissen über die Möglichkeiten der Virusanreicherung, -weiterverbreitung und -inaktivierbarkeit innerhalb der Abluftreinigungsanlagen angesehen werden, ist doch in Ansätzen bekannt, daß Viren wie Entero- und Adenoviren aus Grundwasser, Flüssen und Abwasser isoliert werden konnten und hierüber eine Verbreitung nicht auszuschließen ist. In aquatisch geprägten Umfeldern helfen protektiv wirkende Absorptionen an suspendierten Partikeln und Sedimenten dabei, langfristige Virusnachweise tätigen zu können (FONG u. LIPP 2005, QUIGNON *et al.* 1997). Die Beobachtungen von WEKERLE und Mitarbeitern (1983a,b) scheinen dies zu bestätigen. Die Autoren haben das Verhalten von ECBO-Viren (*enteric cytopathogenic bovine orphan virus*) und IBR-IPV-Viren (Infektiöse bovine Rhinotracheitis bzw. Infektiöse pustulöse Vulvovaginitis, bovines Herpesvirus I) in einem laborgestützten Biowäscher untersucht, wo sie Anreicherungen der Viren im Adsorbens (Belebtschlamm) feststellten und die Möglichkeit eines Wiedereintritts bereits abgeschiedener Viren in den luftgetragenen Zustand mit folgender Emission aus dem Biowäscher diskutierten. Damit wäre theoretisch auch eine auf Viren ausgerichtete aerogene Expositionsroute in der BioAbluftRA gegeben, die eine Verschärfung der Situation erfahren könnte, wenn humanpathogene Viren zukünftig feststellbar wären. Die Bedeutung eines solchen Szenarios wird wiederum durch ein Anlagengleichnis unterstrichen, da Nachweise von luftgetragenen Coliphagen an verschiedenen Stationen einer Abwasserbehandlungsanlage gelangen und infolgedessen als Indikatoren für die Präsenz von aerogenen humanrelevanten Viren angesehen werden, von denen über die respiratorische und gastrointestinale Route ein Gesundheitsrisiko ausgehen kann (HEINONEN-TANSKI *et al.* 2009, SEURI *et al.* 2005). Da Viren häufig extrem niedrige Infektionsdosen unterstellt werden (u.a. vermag ein Viruspartikel bereits eine Person zu infizieren), sind gerade immunlabile Personen einem erhöhten Gesundheitsrisiko ausgesetzt (HEINONEN-TANSKI *et al.* 2009).

Übertritt von  
Viren aus  
Adsorbens in  
aerogenen Status

Coliphagen als  
Indikator für  
andere Viren

<i>Viren auch in Biofilmen</i>	Neben einer wasser- und suspensionsgetragenen Existenz sind Viren durchaus in Biofilmen inkorporiert und können dort persistieren (STOREY u. ASHBOLT 2003). Dies schließt nicht nur Aufwüchse im Trinkwasser, sondern auch in biologisch behandeltem Abwasser mit ein, warum HELMI <i>et al.</i> (2008) sogar eine Extrapolation dieser Beobachtungen auf andere Umweltnischen für möglich halten. Die virale Stabilität in Abwasser-Biofilmen kann dabei langfristiger sein als im umgebenden Fluid mit der Konsequenz, daß eine derartige biofilmassoziierte Reservoirbildung stets virale Freisetzungen begünstigen kann, auch wenn das umgebende Wasser originär selbst frei von Viren ist (SKRABER <i>et al.</i> 2009).
<i>Virale Zoonose-erreger in BioAbluftRA ?</i>	Virale Einträge und Austräge in und aus Anlagen wie die der BioAbluftRA sind besonders dann kritisch zu betrachten, wenn sich zoonotische Gefahrenpotentiale ergeben könnten. In diesem Zusammenhang werfen BANK-WOLF <i>et al.</i> (2010) die Frage aus, inwiefern Noro- und Sapoviren zwischen Tier und Mensch austauschbar sind und daher auch über diesen Weg Infektketten aufrechterhaltbar sind. Sie verweisen darauf, daß animalische Noro- und Sapoviren bislang nicht beim Menschen gefunden wurden, wohl aber besagte Viren des Menschen beim Tier. Hinzu kommt, daß Antikörper jeweils gegen den heterologen Virusstamm bei Mensch und Schwein bestimmbar waren und die enge genetische Verwandtschaft mensch- und tierassoziiierter Viren eine erfolgreiche gegenseitige Infektion nicht ausschließt, wobei die Etablierung von Noroviren in Biofilmen (SKRABER <i>et al.</i> 2009) noch zusätzlich begünstigend auf Infektketten wirken sollte.
<i>Influenza-Viren</i>	Der Nachweis und die Persistenz von Influenza-Viren in von Wassergeflügel aufgesuchten Teichen (MARKWELL u. SHORTRIDGE 1982), die aller Erfahrung nach ähnlich hoch organisch angereichert sind wie das hiesige Prozeßwasser, läßt erahnen, welche Biodiversität über die der Bakterien und Pilze hinaus auch bei Viren auftreten könnte. Die Dringlichkeit eines umfassenden Monitorings in der Zukunft ist unverkennbar, um hier Klarheit über diese Form der systemimmanenten Biologie zu schaffen, gerade auch weil sich zunehmend die Hinweise auf andere zoonotisch wirkende Viren wie beispielsweise den Diarrhoe-verursachenden Rotaviren (MARTELLA <i>et al.</i> 2010) oder den Hepatitis E-Viren, die besonders bei Schwangeren fulminante Verläufe mit nicht unerheblicher Mortalität verursachen (ARBEITSKREIS BLUT DES BUNDESMINISTERIUMS FÜR GESUNDHEIT 2008, MENG 2010), verdichten. Einmal in der BioAbluftRA infektiös bleibend abgeschieden und etabliert, darf auch eine von dort ausgehende bodenbürtige Verschleppung (Vehikel wie Mensch, Tiere u.a.) von Viren in Tierbestände nicht ausgeschlossen werden. Nicht erstaunlich daher auch, daß bei den viralen Infektketten wiederum Ratten eine Rolle spielen können, denen nachweislich für Hepatitis E-Viren zumindest eine Beteiligung an der direkten Übertragung auf das Schwein unterstellt wird (MEERBURG <i>et al.</i> 2009).
<i>Rota- und Hepatitis-E-Viren</i>	
<i>Verschleppbarkeit</i>	Die Ausführungen haben insgesamt gezeigt, daß bei aller Interpretationsbreite doch ein gewisses Maß an Unsicherheit besteht, inwiefern eine Wirkungseinschätzung gegenüber den systemimmanenten Biopartikel gelingt. Es bleibt daher letztlich zukünftigen Untersuchungsvorhaben vorbehalten, mehr Licht in die <i>black box</i> der BioAbluftRA zu bringen, die als artifizielle Umweltkompartimente mit nahezu unbekannter mikrobiologischer Zusammensetzung dastehen und für die ein Zitat von STEWART <i>et al.</i> (2008) zutrifft:

Zitat mit Tragweite für Mensch und Tier

*Greater discrimination of virulent versus harmless microbes is needed to identify environmental reservoirs of pathogens and factors leading to human infections. Investigations must include examination of microbial community dynamics that may be important from a human health perspective.*

Dieser Grundsatz läßt sich gleichermaßen auch auf Einflüsse der BioAbluftRA auf die Tierproduktionshygiene ausweiten, wie es im folgenden Kapitel dargelegt wird.

### 5.3.7 Quellennachweis

AALBAEK, B.; STENDERUP, J.; JENSEN, H.E., VALBAK, J.; NYLIN, B.; HUDA, A. (1994): Mycotic and algal bovine mastitis in Denmark. *Acta Pathologica, Microbiologica et Immunologica Scandinavica*, 102, 451-456.

AARNINK, A.J.A.; ROELOFS, P.F.M.M.; ELLEN, H.; GUNNINK, H. (1999): Dust sources in animal houses. *Proceedings on Dust Control in Animal Production Facilities*, 30. Mai-2. Juni, Aarhus, Dänemark, 34-40.

ABU KWAIK, Y.; GAO, L.-Y.; STONE, B.J.; VENKATARAMAN, C.; HARB, O.S. (1998): Invasion of protozoa by *Legionella pneumophila* and its role in bacterial ecology and pathogenesis. *Applied and Environmental Microbiology*, 64, 3127-3133.

ACAR, J.F. (1986): *Serratia marcescens* infections. *Infection Control*, 7, 273-278.

ADLER, B.; DE LA PEÑA MOCTEZUMA, A. (2010): *Leptospira* and leptospirosis. *Veterinary Microbiology*, 140, 287-296.

AENGST, C. (1984): Zur Zusammensetzung des Staubes in einem Schweinemaststall. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 57 S.

AJUWAPE, T.P.; AREGBESOLA, E.A. (2002): The bacterial flora of the upper respiratory tract of normal rabbits. *Israel Journal of Veterinary Medicine*, 57, 121-123.

AKCAN, M. (1998): Untersuchungen zur Mikroflora von Geflügeleinstreu unterschiedlicher Beschaffenheit unter Berücksichtigung des Auftretens von Keimen der Gattung *Salmonella*. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 162 S.

ALDOVÁ, E.; BERNARDYOVÁ, I.; LAVICKOVÁ, M. (2000): *Plesiomonas shigelloides* serovars in animals. *Veterinarni Medicina*, 45, 267-271.

ALDOVÁ, E.; MELTER, O.; CHÝLE, P.; ŠLOSÁREK, M.; KODYM, P. (1999): *Plesiomonas shigelloides* in water and fish. *Central European Journal of Public Health*, 7, 172-175.

ALLEN, K.D.; GREEN, H.T. (1987): Hospital outbreak of multi-resistant *Acinetobacter anitratus*: An airborne mode of spread? *Journal of Hospital Infection*, 9, 110-119.

ALLEN, K.W.; PREMPEH, H.; OSMAN, M.S. (1999): *Legionella pneumonia* from a novel industrial aerosol. *Communicable Disease and Public Health*, 2, 294-296.

- ALONSO, A.; FERNANDO, R.; MARTINEZ, J.-L. (1999): Environmental and clinical isolates of *Pseudomonas aeruginosa* show pathogenic and biodegradative properties irrespective of their origin. *Environmental Microbiology*, 1, 421-430.
- ALTHAUS, H.; BÖSENBERG, H.; BORNEFF, H.J.; BOTZENHART, K.; GROHMANN, A., GUNDERMANN, K.O. (1987): Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes zur Verminderung eines Legionella-Infektionsrisikos. *Bundesgesundheitsblatt*, 1, 252-253.
- AMANN, R.L.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K.H. (1995): Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiological Reviews*, 59, 143-169.
- AMASS, S.F.; CLARK, L.K.; KNOX, K.; WU, C.C.; HILL, M.A. (1996): *Streptococcus suis* colonization of piglets during parturition. *Swine Health and Production*, 4, 269-272.
- AMMARY, B.Y. (2004): Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. *African Journal of Biotechnology*, 3, 236-238.
- ANDERSON, W.B.; SLAWSON, R.M.; MAYFIELD, C.I. (2002): A review of drinking-water-associated endotoxin, including potential routes of human exposure. *Canadian Journal of Microbiology*, 48, 567-587.
- ANDERSSON, M.A.; NIKULIN, M.; KOLJALG, U.; ANDERSSON, M.C.; RAINEY, F.; REIJULA, K.; HINTIKKA, E.L.; SALKINOJA-SALONEN, M. (1997): Bacteria, molds, and toxins in water-damaged building materials. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 387-393.
- ANDO, M.; ARIMA, K.; YONEDA, R.; TAMURA, M. (1991): Japanese summer-type hypersensitivity pneumonitis. Geographic distribution, home environment, and clinical characteristics of 621 cases. *The American Review of Respiratory Disease*, 144, 765-769.
- ANDO, M.; SUGA, M. (1997): Hypersensitivity pneumonitis. *Current Opinion in Pulmonary Medicine*, 3, 391-395.
- ANDO, M.; SUGA, M.; NISHIURA, Y.; MIYAJIMA, M. (1995): Summer-type hypersensitivity pneumonitis. *Internal Medicine*, 34, 707-712.
- ANDO, M.; YOSHIDA, K.; NAKASHIMA, H.; SUGIHARA, Y.; KASHIDA, Y. (1994): Role of *Candida albicans* in chronic hypersensitivity pneumonitis. *Chest*, 105, 317-318.
- ANDREONI, S. (1986): Isolation of *Flavobacterium odoratum* from human matter. *Quaderni Sclavo di diagnostica clinica e di laboratorio*, 22, 318-329.
- ANONYM (1982): Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Department of the Army, US Army Corps of Engineers, Washington D.C., USA, Manual no. 1110-1-501.  
<http://www.usace.army.mil/inet/usaec-docs/eng-manuals/em1110-1-501>

ANONYM (1996): Public health concerns about infectious disease agents. In: Use of reclaimed water and sludge in food crop production, Office of Water Management, Environmental Protection Agency (EPA), USA.  
<http://www.epa.gov/owm/pipes/sludmis/mstr-ch5.pdf>

ANONYM (1999): *Legionella*: Human health criteria document. Environmental Protection Agency (EPA), EPA-822-R-99-001, USA.  
<http://www.epa.gov/waterscience/humanhealth/microbiol/legionella.pdf>

ANONYM (2002a): 5 *Burkholderia*, *Pseudomonas*. Institut für Veterinär bakteriologie, Veterinärmedizinische Fakultät, Universität Bern, Schweiz.  
<http://www.vetmed.unibe.ch/vbi/downloads>

ANONYM (2002b): Legionellen und Legionellose. Bundesamt für Gesundheit, Abt. Epidemiologie und Infektionskrankheiten, Sektion Bakterielle und parasitäre Erkrankungen, Bern, Schweiz.  
<http://www.bag.admin.ch/infekt/publ/wissenschaft/d/legiod1.pdf>

ANONYM (2002c): Kaum Legionellen-Infektionsrisiko in Deutschland. *Gesundheits-Ingenieur*, 123, 332.

ANONYM (2002d): 2 *Vibrio-Plesiomonas-Aeromonas*-Gruppe. Kompendium der veterinärmedizinischen Bakteriologie, Institut für Veterinär bakteriologie, Veterinärmedizinische Fakultät, Universität Bern, Schweiz.  
<http://www.vetmed.unibe.ch/vbi/downloads>

ANONYM (2002e): 12 Aktinomyzeten und Mykobakterien. Kompendium der veterinärmedizinischen Bakteriologie, Institut für Veterinär bakteriologie, Veterinärmedizinische Fakultät, Universität Bern, Schweiz.  
<http://www.vetmed.unibe.ch/vbi/downloads>

ANONYM (2009): Grenzwerte am Arbeitsplatz. Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (SUVA), Luzern, Schweiz, 155 S.  
[https://www.sapp1.suva.ch/sap/public/bc/its/mimes/zwaswo/99/pdf/01903\\_d.pdf](https://www.sapp1.suva.ch/sap/public/bc/its/mimes/zwaswo/99/pdf/01903_d.pdf)

ANONYM (2010): C:N:P-Verhältnis (molar).  
<http://www.abwasserpool.de/abwasserlexikon/c/cnpverbaeltnis.htm>

ARAI, T.; IKEJIMA, N.; ITOH, T.; SAKAI, S.; SHIMADA, T.; SAKAZAKI, R. (1980): A survey of *Plesiomonas shigelloides* from aquatic environments, domestic animals, pets and humans. *The Journal of Hygiene (Lond)*, 84, 203-211.

ARBEITSKREIS BLUT DES BUNDESMINISTERIUMS FÜR GESUNDHEIT (2008): Hepatitis-E-Virus. Stellungnahmen des Arbeitskreises Blut des Bundesministeriums für Gesundheit. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 51, 90-97.

ARCHULETA, R.J.; MULLENS, P.; PRIMM, T.P. (2002): The relationship of temperature to desiccation and starvation tolerance of the *Mycobacterium avium* complex. *Archives of Microbiology*, 178, 311-314.



- ATLAS, R.M. (1999): *Legionella*: From environmental habitats to disease pathology, detection and control. *Environmental Microbiology*, 1, 283-293.
- AZGHANI, A.O.; MILLER, E.J.; PETERSON, B.T. (2000): Virulence factors from *Pseudomonas aeruginosa* increase lung epithelial permeability. *Lung*, 178, 261-269.
- BACHMAN, K.H., SEWELL, D.L.; STRAUSBAUGH, L.J. (1996): Recurrent cellulitis and bacteremia caused by *Flavobacterium odoratum*. *Clinical Infectious Diseases*, 22, 1112-1113.
- BADDOUR, L.M.; BASELSKI, V.S. (1988): Pneumonia due to *Aeromonas hydrophila*-complex: Epidemiologic, clinical, and microbiologic features. *Southern Medical Journal*, 81, 461-463.
- BAELE, M.; CHIERS, K.; DEVRIESE, L.A., SMITH, H.E.; WISSELINK, H.J.; VANEECHOUTTE, M.; HAESBROUCK, F. (2001): The Gram-positive tonsillar and nasal flora of piglets before and after weaning. *Journal of Applied Microbiology*, 91, 997-1003.
- BAHADIR, M.; PARLAR, H.; SPITELLER, M. (2000): Umweltlexikon. Springer-Verlag, Berlin, BR Deutschland, 2. Auflage, 1455 S.
- BANK-WOLF, B.R.; KÖNIG, M.; THIEL, H.-J. (2010): Zoonotic aspects of infections with noroviruses and sapoviruses. *Veterinary Microbiology*, 140, 204-212.
- BANNING, N.; TOZE, S.; MEE, B.J. (2003): Persistence of biofilm-associated *Escherichia coli* and *Pseudomonas aeruginosa* in groundwater and treated effluent in a laboratory model system. *Microbiology*, 149, 47-55.
- BARBEAU, J.; GAUTHIER, C.; PAYMENT, P. (1998): Biofilms, infectious agents, and dental unit waterlines: A review. *Canadian Journal of Microbiology*, 44, 1019-1028.
- BARKER, J.; JONES, M.V. (2005): The potential spread of infection caused by aerosol contamination of surfaces after flushing a domestic toilet. *Journal of Applied Microbiology*, 99, 339-347.
- BARNES, J.M.; SLABBERT, M.M.; HUISAMEN, A.; WASSERMANN, E. (2004): *Escherichia coli* as an indicator for microbiological water quality in the Plankenbrug river: What other pathogens does it indicate ? *Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference*, Cape Town, South Africa, 2-6 May 2004, 445-451.
- BARON, P.A.; WILLEKE, K. (1986): Respirable droplets from whirlpools: Measurements of size distribution and estimation of disease potential. *Environmental Research*, 39, 8-18.
- BARTH, E.; TALBOTT, N.; GABLE, R.; RICHTER, S.; REPONEN, T. (2002): Evaluation of bioaerosol exposures during conditioning of biofilter organis media beds. *Applied Occupational and Environmental Health*, 17, 10-14.
- BARTHI, A.R.; NALLY, J.E.; RICARDI, J.N.; MATTHIAS, M.A.; DIAZ, M.M.; LOVETT, M.A.; LEVETT, P.N.; GILMAN, R.H.; WILLIG, M.R.; GOTUZZO, E.; VINETZ, J.M. (2003): Leptospirosis: A zoonotic disease of global importance. *The Lancet Infectious Diseases*, 3, 757-771.

- BAUER, H.; FUERHACKER, M.; ZIBUSCHKA, F.; SCHMID, H.; PUXBAUM, H. (2002): Bacteria and fungi in aerosols generated by two different types of wastewater treatment plants. *Water Research*, 36, 3965-3970.
- BAUR, X.; BEHR, J.; DEWAIER, M.; EHRET, W.; FRUHMANN, G.; VOGELMEIER, C.; WEISS, W.; ZINKERNAGEL, V. (1988): Humidifier lung and humidifier fever. *Lung*, 166, 113-124.
- BAUR, X.; RICHTER, G.; PETHRAN, A.; CZUPPON, A.B.; SCHWAIBLMAIER, M. (1992): Increased prevalence of IgG-induced sensitization and hypersensitivity pneumonitis (humidifier lung) in nonsmokers exposed to aerosols of contaminated air conditioner. *Respiration*, 59, 211-214.
- BECKER, W. (1996): Zoonosen-Fibel. H. Hoffmann Verlag Berlin, BR Deutschland, 248 S.
- BENDINGER, B.; KROPPESTEDT, R.M.; KLATTE, S.; ALTENDORF, K. (1992): Chemotaxonomic differentiation of coryneform bacteria isolated from biofilters. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 42, 474-486.
- BENNETT, J.W., KLICH, M. (2003): Mycotoxins. *Clinical Microbiology Reviews*, 16, 497-516.
- BENTHAM, R.H. (2000): Routine sampling and the control of *Legionella* spp. in cooling tower water systems. *Current Microbiology*, 41, 271-275.
- BERENDT, R.F. (1981): Influence of blue-green algae (cyanobacteria) on survival of *Legionella pneumophila* in aerosols. *Infection and Immunity*, 32, 690-692.
- BERK, S.G.; TING, R.S.; TURNER, G.W.; ASHBURN, R.J. (1998): Production of respirable vesicles containing live *Legionella pneumophila* cells by two *Acanthamoeba* spp. *Applied and Environmental Microbiology*, 64, 279-286.
- BERKHOF, H.A.; BARNES, J.; AMBRUS, S.I.; KOPP, M.D.; RIDDLE, G.D., KRADEL, D.C. (1984): Prevalence of *Alcaligenes faecalis* in North Carolina broiler flocks and its relationship to respiratory disease. *Avian Diseases*, 28, 912-920.
- BERNORTH, E.-M. (1990): Zum Vorkommen humanpathogener Bakterien in Süßwasserfischen. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift*, 97, 285-290.
- BERTHELOT-HERAULT, F.; GOTTSCHALK, M.; LABBE, A.; CARIOLET, R.; KOBISCH, M. (2001): Experimental airborne transmission of *Streptococcus suis* capsular type 2 in pigs. *Veterinary Microbiology*, 82, 69-80.
- BfR (2009): Vorkommen von pathogenen Mykobakterien bei Mastschweinen. Stellungnahme Nr. 011/2010 des BfR vom 30. November 2009, Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), BR Deutschland, 15 S.  
[http://www.bfr.bund.de/cm/208/vorkommen\\_von\\_pathogenen\\_mykobakterien\\_bei\\_mastschweinen.pdf](http://www.bfr.bund.de/cm/208/vorkommen_von_pathogenen_mykobakterien_bei_mastschweinen.pdf)
- BHAT, A.S. (2008): Development and evaluation of a screening type dispersion model for bioaerosols emissions from land application of class B biosolids. Thesis, University of Toledo, USA, 96 pp.

- BICUDO, J.R.; GOYAL, S.M. (2003): Pathogens and manure management systems: A review. *Environmental Technology*, 24, 115-130.
- BIOSTOFFV (1999): Verordnung über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei Tätigkeiten mit biologischen Arbeitsstoffen (Biostoff-Verordnung), vom 27. Januar 1999, BGBl I S.50, zuletzt geändert am 18.12.2008, BGBl I S. 2768.
- BIZET, J.; BIZET, C. (1997): Strains of *Alcaligenes faecalis* from clinical material. *The Journal of Infection*, 35, 167-169.
- BLANCHARD, D.C.; SYZDEK, L. (1970): Mechanism for the water-to-air transfer and concentration of bacteria. *Science*, 170, 626.
- BLATNY, J.M.; HO, J.; SKOGAN, G.; FYKSE, E.M.; AARSKAUG, T.; WAAGEN, V. (2010): Airborne *Legionella* bacteria from pulp waste treatment plant: Aerosol particles characterized as aggregates and their potential hazard. *Aerobiologia*, published online: 04 November 2010, DOI 10.1007/s10453-010-9184-9, 16 pp.
- BLATNY, J.M.; REIF, B.A.; SKOGAN, G.; ANDREASSEN, O.; HØIBY, E.A.; ASK, E.; WAAGEN, V.; AANONSEN, D.; AABERGE, I.S.; CAUGANT, D.A. (2008): Tracking airborne *Legionella* and *Legionella pneumophila* at a biological treatment plant. *Environmental Science and Technology*, 42, 7360-7367.
- BOARI, G.; MANCINI, I.M.; TRULLI, E. (1997): Technologies for water and waste water treatment. *Options Méditerranéennes. Serie A : Séminaires Méditerranéens (CIHEAM)*, 31, 261-287.
- BÖHM, R.; MARTENS, W.; BITTIGHOFER, M. (1998): Aktuelle Bewertung der Luftkeimbelastung in Abfallbehandlungsanlagen. M.I.C. BAEZA-Verlag, Witzenhausen, BR Deutschland, 180 S.
- BOIXEDA, D.; DE LUIS, D.A.; MESEGUER, M.A.; ALLER, R.; MARTIN DE ARGILA, C.; LOPEZ SANROMAN, A. (1998): A case of spontaneous peritonitis caused by *Weeksella virosa*. *European Journal of Gastroenterology and Hepatology*, 10, 897-898.
- BOLISTER, N.J.; JOHNSON, H.E.; WATHES, C.M. (1992): The ability of airborne *Klebsiella pneumoniae* to colonize mouse lungs. *Epidemiology and Infection*, 109, 121-131.
- BOLLWAHN, W. (1992): Infektionskrankheiten der Schweine. In: Infektionsschutz der Tiere. Vademecum für Tierärzte und Studenten. Mayr, A.; Scheunemann, H. (Hrsg.), H.Hoffmann GmbH Verlag, Berlin, 257-320.
- BOUTRIE, E. (2002): Risks of undesired substances in feeds and animal food products. *Proceedings of the International Workshop Food Safety Management in Developing Countries*, CIRAD-FAO, 11-13 December 2000, Montpellier, France, 6 pp.
- BOYLE, M.; FORD, T.; MAKI, J.S.; MITCHELL, R. (1991): Biofilms and the survival of opportunistic pathogens in recycled water. *Waste Management and Research*, 9, 465-470.

- BRANDI, G.; SISTI, M.; AMAGLIANI, G. (2000): Evaluation of the environmental impact of microbial aerosols generated by wastewater treatment plants utilizing different aeration systems. *Journal of Applied Microbiology*, 88, 845-852.
- BRENDEN, R. A.; HUIZINGA, H.W. (1986): Pathophysiology of experimental *Aeromonas hydrophila* infection in mice. *Journal of Medical Microbiology*, 21, 31-317.
- BRENNAN, R.M.; GALLO, M.A. (1999): Determination of bacterial air pollution at a waste water treatment plant: Community-service learning involving microbiology. In: Bacterial Air Pollution from Aeration Tanks at a Wastewater Treatment Plant, Brennan, R.M. (ed.), Undergraduate thesis, Niagara University, New York, USA.
- BRENNAN-CALANAN, R.M.; GALLO, M.A. (2008): Bacterial air pollution at a wastewater treatment plant. *BIOS*, 79, 150-159.
- BREZA-BORUTA, B.; PALUSZAK, Z. (2007): Influence of water treatment plant on microbiological composition of air bioaerosol. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16, 663-670.
- BRIELAND, J.K.; FANTONE, J.C.; REMICK, D.G.; LEGENDRE, M.; McLAIN, M.; ENGLEBERG, N.C. (1997): The role of *Legionella pneumophila*-infected *Hartmannella vermiformis* as an infectious particle in a murine model of Legionnaires' disease. *Infection and Immunity*, 65, 5330-5333.
- BRIELAND, J.K.; McLAIN, M.; HEATH, L.; CHRISP, C.; HUFFNAGLE, G.; LEGENDRE, M.; HURLEY, M.; FANTONE, J.C.; ENGLEBERG, N.C. (1996): Coinoculation with *Hartmannella vermiformis* enhances replicative *Legionella pneumophila* lung infection in a murine model of Legionnaires' disease. *Infection and Immunity*, 64, 2449-2456.
- BRODHUN, B.; BUCHHOLZ, U. (2011): Epidemiologie der Legionärskrankheit in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 54, 680-687.
- BROOKS, R.W.; PARKER, B.C.; GRUFT, H.; FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup> (1984): Epidemiology of infection by nontuberculous mycobacteria. V. Numbers in Eastern United States soils and correlation with soil characteristics. *The American Review of Respiratory Disease*, 130, 630-633.
- BROOKS, J.P.; TANNER, B.D.; JOSEPHSON, K.L.; GERBA, C.P.; HAAS, C.N.; PEPPER, I.L. (2005a): A national study on the residential impact of biological aerosols from the land application of biosolids. *Journal of Applied Microbiology*, 99, 310-322.
- BROOKS, J.P.; TANNER, B.D.; GERBA, C.P.; HAAS, C.N.; PEPPER, I.L. (2005b): Estimation of bioaerosol risk of infection to residents adjacent to a land applied biosolids site using an empirically derived transport model. *Journal of Applied Microbiology*, 98, 397-405.
- BROUG-HOLUB, E.; TOEWS, G.B.; VAN IWAARDEN, J.F.; STRIETER, R.M.; KUNKEL, S.L.; PAINE, R.; STANDIFORD, T.J. (1997): Alveolar macrophages are required for protective pulmonary defenses in murine *Klebsiella pneumoniae*: Elimination of alveolar macrophages increases neutrophil recruitment but decreases bacterial clearance and survival. *Infection and Immunity*, 65, 1139-1146.

- BROWN, C.M.; NUORTI, P.J.; BREIMAN, R.F.; HATHCOCK, A.L.; FIELDS, B.S.; LIPMAN, H.B.; LLEWELLYN, G.C.; HOFMANN, J.; CETRON, M. (1999): A community outbreak of Legionnaires' disease linked to hospital cooling towers: An epidemiological method to calculate dose of exposure. *International Journal of Epidemiology*, 28, 353-359.
- BRYERS, J.D. (2008): Medical biofilms. *Biotechnology and Bioengineering*, 100, 1-18.
- BRYSKIER, A. (2002): Viridans group streptococci: A reservoir of resistant bacteria in oral cavities. *Clinical Microbiology and Infection*, 8, 65-69.
- BURNS, J.L.; JONAS, M.; CHI, E.Y.; CLARK, D.K.; BERGER, A.; GRIFFITH, A. (1996): Invasion of respiratory epithelial cells by *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia*. *Infection and Immunity*, 64, 4054-4059.
- BURRELL, R.; YE, S.H. (1989): Toxic risks from inhalation of bacterial endotoxin. *British Journal of Industrial Medicine*, 47, 688-691.
- BUTLER, S.L.; DOHERTY, C.J.; HUGHES, J.E.; NELSON, J.W.; GOVAN, J.R.W. (1995): *Burkholderia cepacia* and cystic fibrosis: Do natural environments present a potential hazard? *Journal of Clinical Microbiology*, 33, 1001-1004.
- BYRD, J.J.; XU, H.S.; COLWELL, R.R. (1991): Viable but nonculturable bacteria in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology*, 57, 875-878.
- BYRNE, A.H.; BOYLE, B.; HERRA, C.M.; HONE, R.; KEANE, C.T. (2000): *Serratia marcescens* causing hospital-acquired lower respiratory tract infection. *Journal of Hospital Infection*, 45, 242-244.
- CAMBRA-LÓPEZ, M.; TORRES, A.G.; AARNINK, A.J.A.; OGINK, N.W.M. (2011): Source analysis of fine and coarse particulate matter from livestock houses. *Atmospheric Environment*, 45, 694-707.
- CAMPOS-HERRERO, M.I.; BORDES, A.; RODRÍGUEZ, H.; PERERA, A.; GONZÁLEZ, B.; CONDE, A. (1997): *Pseudomonas stutzeri* community-acquired pneumonia associated with empyema: Case report and review. *Clinical Infectious Diseases*, 25, 325-326.
- CAPPELLUTI, E.; FRAIRE, A.E.; SCHAEFER, O.P. (2003): A case of "hot tub lung" due to *Mycobacterium avium* complex in an immunocompetent host. *Archives of Internal Medicine*, 163, 845-848.
- CARDUCCI, A.; GEMELLI, C.; CANTIANI, L.; CASINI, B.; ROVINI, E. (1999): Assessment of microbial parameters as indicators of viral contamination of aerosol from urban sewage treatment plants. *Letters in Applied Microbiology*, 28, 207-210.
- CARDUCCI, A.; TOZZI, E.; RUBUOTTA, E.; CASINI, B.; CANTIANI, L.; ROVINI, E.; MUSCILLO, M.; PACINI, R. (2000): Assessing airborne biological hazard from urban wastewater treatment. *Water Research*, 34, 1173-1178.



CDC (1998): Update: Leptospirosis and unexplained acute febrile illness among athletes participating in triathlons -- Illinois and Wisconsin, 1998. Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, USA, *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 47, 673-676.

<http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/00054395.htm>

CHAPIN, A.; RULE, A.; GIBSON, K.; BUCKLEY, T.; SCHWAB, K. (2005): Airborne multidrug-resistant bacteria isolated from a concentrated swine feeding operation. *Environmental Health Perspectives*, 113, 137-142.

CHAUDHURI, A.K.; BOOTH, C.F. (1992): Outbreak of chest infections with *Serratia marcescens*. *The Journal of Hospital Infection*, 22, 169-170.

CHE, D.; DECLUDT, B.; CAMPESE, C.; DESENCLOS, J.C. (2003): Sporadic cases of community acquired legionnaires' disease: An ecological study to indentify new sources of contamination. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 57, 466-469.

CHENG, A.C.; CURRIE, B.J. (2005): Melioidosis: Epidemiology, pathophysiology, and management. *Clinical Microbiology Reviews*, 18, 383-416.

CHEUNG, D.O.Y.; HALSEY, K.; SPEERT, D.P. (2000): Role of pulmonary alveolar macrophages in defense of the lung against *Pseudomonas aeruginosa*. *Infection and Immunity*, 68, 4585-4592.

CHIKH, G.; POURQUIÉ, J.; KAISER, P.; DAVILA, A.M. (1997): Characterization of the bacterial flora isolated from a pilot-scale lagoon processing swine manure. *Canadian Journal of Microbiology*, 43, 1079-1083.

CHMIELOWIEC-KORZENIOWSKA, A.; TYMCZYNA, L.; SKÓRSKA, C.; SITKOWSKA, J.; CHOLEWA, G.; DUTKIEWICZ, J. (2007): Efficacy of a novel biofilter in hatchery sanitation: I. Removal of airborne bacteria, dust and endotoxin. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 14, 141-150.

CHUANG, Y.-C.; CHANG, W.-N.; HUANG, C.-R.; CHEN, H.-J. (1999): *Morganella morganii* central nervous system infection: Case report and review. *Infectious Diseases in Clinical Practice*, 8, 50-52.

CHUN, C.K.; OZER, E.A.; WELSH, M.J.; ZABNER, J.; GREENBERG, E.P. (2004): Inactivation of a *Pseudomonas aeruginosa* quorum-sensing signal by human airway epithelia. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 101, 3587-3590.

CLARK, R.B.; WESTBY, G.R.; SPECTOR, H.; SORICELLI, R.R.; YOUNG, C.L. (1991): Fatal *Plesiomonas shigelloides* septicaemia in a splenectomised patient. *The Journal of Infection*, 23, 89-92.

CLIFTON-HADLEY, F.A.; ENRIGHT, M.R. (1984): Factors affecting the survival of *Streptococcus suis* type 2. *Veterinary Record*, 114, 584-586.

COSTERTON, J.W.; LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D.E.; KORBER, D.R.; LAPPIN-SCOTT, H.M. (1995): Microbial biofilms. *Annual Review of Microbiology*, 49, 711-745.

- COSTERTON, J.W.; STEWART, P.S.; GREENBERG, E.P. (1999): Bacterial biofilms: A common cause of persistent infections. *Science*, 284, 1318-1322.
- COX, C.S. (1995a): Physical aspects of bioaerosol particles. In: *Bioaerosols Handbook*, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 15-25.
- CRINCH, C.J.; GORDON, B.; ANDES, D. (2003): Hot tub-associated necrotizing pneumonia due to *Pseudomonas aeruginosa*. *Clinical Infectious Diseases*, 36, e55-e57.
- DAILLOUX, M.; LAURAIN, C.; WEBER, M.; HARTEMANN, P. (1999): Water and nontuberculous mycobacteria. *Water Research*, 33, 2219-2228.
- DALHOFF, K. (2001): Gibt es pulmonale Candidainfektionen ? *Pneumologie*, 55, 320-322.
- DANESHZADEH TABRIZI, R.; BERNARD, A.; THOMMEN, A.M.; DE WINTER, F.; OPPLIGER, A.; HILFIKER, S.; TSCHOPP, A.; HOTZ, P. (2010): Surfactant protein-D and exposure to bioaerosols in wastewater and garbage workers. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 83, 879-886.
- DA SILVA, M.B., SANTANA, A.A., DA SILVEIRA NETO, A. (2000): Drop quantification over a spray nozzle-plate system. *Proceedings of the International Symposium on Multiphase Flow and Transport Phenomena*, 5-10 November, Tekirova, Antalya, Turkey. <http://www.ichmt.org/abstracts/MFTP-2000/abstracts/26.pdf>
- DAVISON, A.; DEERE, D.; STEVENS, M.; HOWARD, G.; BARTRAM, J. (2006): Water safety plan manual. Framework for safe drinking water. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 50 pp. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/wsp\\_manual.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/wsp_manual.pdf)
- DECLERCK, P. (2010): Biofilms: The environmental playground of *Legionella pneumophila*. *Environmental Microbiology*, 12, 557-566.
- DECLERCK, P.; BEHETS, J.; VAN HOEF, V.; OLLEVIER, F. (2007): Detection of *Legionella* spp. and some of their amoeba hosts in floating biofilms from anthropogenic and natural aquatic environments. *Water Research*, 41, 3159-3167.
- DEERE, D.; STEVENS, M.; DAVISON, A.; HELM, G.; DUFOUR, A. (2001): Management strategies. In: *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. (Eds. J. Bartram and L. Fewtrell), World Health Organization, IWA Publishing, London, UK, 257-288.
- DEN BOER, J.W.; YZERMAN, E.P.; SCHELLEKENS, J.; LETTINGA, K.D.; BOSCHUIZEN, H.C.; VAN STEENBERGEN, J.E.; BOSMAN, A.; VAN DEN HOF, S.; VAN VLIET, H.A.; PEETERS, M.F.; VAN KETEL, R.J.; SPEELMAN, P.; KOOL, J.L.; CONYN-VAN SPAENDONCK, M.A. (2002): A large outbreak of Legionnaires' disease at a flower show, the Netherlands, 1999. *Emerging Infectious Diseases*, 8, 37-43.

- DE NEELING, A.J.; VAN DEN BROEK, M.J.; SPALBURG, E.C.; VAN SANTEN-VERHEUVEL, M.G.; DAM-DEISZ, W.D.; BOSHUIZEN, H.C.; VAN DE GIESSEN, A.W.; VAN DUIJKEREN, E.; HUIJSDENS, X.W. (2007): High prevalence of methicillin resistant *Staphylococcus aureus* in pigs. *Veterinary Microbiology*, 122, 366-372.
- DENNIS, P.J.; LEE, J.V. (1988): Differences in aerosol survival between pathogenic and non-pathogenic strains of *Legionella pneumophila* serogroup 1. *Journal of Applied Bacteriology*, 65, 135-141.
- DEVINNY, J.S.; DESHUSSES, M.A.; WEBSTER, T.S. (1999): Microbiol ecology of biofiltration. In: Biofiltration for air pollution control; Devinny, J.S.; Deshusses, M.A.; Webster, T.S. (eds.), Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 81-110.
- DFG (2001): MAK- und BAT-Werte-Liste 2001. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Mitteilung 37. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 206 S.
- DHO-MOULIN, M.; FAIRBROTHER, J.M. (1999): Avian pathogenic *Escherichia coli* (E). *Veterinary Research*, 30, 299-316.
- DIEDEREN, B.M.W. (2008): *Legionella* spp. and Legionnaires' disease. *Journal of Infection*, 56, 1-12.
- DIESCH, S.L.; MCCULLOCH, W.F.; BRAUN, J.L.; CRAWFORD, R.P. (1969): Environmental studies on the survival of leptospire in a farm creek following a human leptospirosis outbreak in Iowa. *Bulletin of the Wildlife Disease Association*, 5, 166-172.
- DIESCH, S.L.; POMEROY, B.S.; ALLRED, E.R. (1973): Survival of pathogens in animal manure disposal. Environmental Protection Agency, USA, PB 222 337, 135 pp.
- DION, W.M.; DUKES, T.W. (1982): *Candida rugosa*: Experimental mastitis in a dairy cow. *Sabouraudia*, 20, 95-100.
- DIN 18910-1 (2004): Wärmeschutz geschlossener Ställe. Wärmedämmung und Lüftung. Planungs- und Berechnungsgrundlagen für geschlossene zwangsbelüftete Ställe. Deutsches Institut für Normung e.V., Ausgabe November 2004, Beuth Verlag, Berlin, BR Deutschland, 43 S.
- DIN EN 481 (1993): Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 9 S.
- DOBRINDT, U.; HOCHHUT, B.; HENTSCHEL, U.; HACKER, J. (2004): Genomic islands in pathogenic and environmental microorganisms. *Nature Reviews. Microbiology*, 2, 414-424.
- DOERN, C.D.; BURNHAM, C.-A.D. (2010): It's not easy being green: The viridans group Streptococci, with a focus on pediatric clinical manifestations. *Journal of Clinical Microbiology*, 48, 3829-3835.
- DOGGETT, M.S. (2000): Characterization of fungal biofilms within a municipal water distribution system. *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 1249-1251.

- DONLAN, R.M. (2002): Biofilms: Microbial life on surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, 8, 881-890.
- DOUWES, J.; MANNETJE, A.; HEEDERIK, D. (2001): Work-related symptoms in sewage treatment workers. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 8, 39-45.
- DOUWES, J.; THORNE, P.; PEARCE, N.; HEEDERICK, D. (2003): Bioaerosol health effects and exposure assessment: Progress and prospects. *Annals of Occupational Hygiene*, 47, 187-200.
- DOWD, S.E.; GERBA, C.P.; PEPER, I.L.; PILLAI, S.D. (2000): Bioaerosol transport modeling and risk assessment in relation to biosolid placement. *Journal of Environmental Quality*, 29, 343-348.
- DUMONTET, S.; KROVACEK, K.; SVENSON, S.B.; PASQUALE, V.; BALODA, S.B.; FIGLIUOLO, G. (2000): Prevalence and diversity of *Aeromonas* and *Vibrio* spp. in coastal waters of Southern Italy. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 23, 53-72.
- DU MOULIN, G.C. (1979): Airway colonization by *Flavobacterium* in an intensive care unit. *Journal of Clinical Microbiology*, 10, 155-160.
- DUTKIEWICZ, J.; TUCKER, J.; BURRELL, R.; OLENCHOCK, S.A.; SCHWEGLER-BERRY, D.; KELLER III, G.E.; OCHALSKA, B.; KACZMARSKI, F.; SKÓRSKA, C. (1992): Ultrastructure of the endotoxin produced by Gram-negative bacteria associated with organic dusts. *Systematic and Applied Microbiology*, 15, 474-485.
- EMBIL, J.; WARREN, P.; YAKRUS, M.; STARK, R.; CORNE, S.; FORREST, D.; HERSHFELD, E. (1997): Pulmonary illness associated with exposure to *Mycobacterium avium* complex in hot tub water. Hypersensitivity pneumonitis or infection? *Chest*, 111, 813-816.
- ENGELHART, S.; SENNEKAMP, J.; GILGES, S.; PLEISCHL, S.; EXNER, M. (2000): Arbeitsplatzbezogene Beschwerden bei Exposition gegenüber mikrobiell kontaminierten Befeuchterwasser. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 60, 65-69.
- ENGELMANN, E. (1999): Sproßpilze. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 701-710.
- EXNER, M.; TUSCHEWITZKI, G.J. (1994): Aktuelle hygienisch-mikrobiologische Aspekte der Trinkwasserhygiene. *Forum Städte-Hygiene*, 45, 57-63.
- EXNER, M.; SUCHENWIRTH, R.; PLEISCHL, S.; KRAMER, A.; EIKMANN, T.; NISSING, W.; HARTEMANN, P.; KOCH, C.; TEICHERT-BARTHEL, U.; HEUDORF, U.; ENGELHART, S. (2010): Memorandum zum Legionellen-Ausbruch in Ulm 2010 aus Sicht von Hygiene und öffentlicher Gesundheit. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, 15, 43-57.
- FACKLAM, R. (2002): What happened to the Streptococci: Overview of taxonomic and nomenclature changes. *Clinical Microbiology Reviews*, 15, 613-630.
- FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup> (2003): Mycobacterial aerosols and respiratory disease. *Emerging Infectious Diseases*, 9, 763-767.

- FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup> (2009a): The biology of environmental mycobacteria. *Environmental Microbiology Reports*, 1, 477-487.
- FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup> (2009b): Surrounded by mycobacteria: Nontuberculous mycobacteria in the human environment. *Journal of Applied Microbiology*, 107, 356-367.
- FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup>; GEORGE, K.L.; PARKER, B.C. (1989): Epidemiology of infection by nontuberculous mycobacteria. VIII. Absence of macobacteria in chicken litter. *The American Review of Respiratory Disease*, 139, 1347-1349.
- FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup>; GEORGE, K.L.; PARKER, B.C.; GRUFT, H. (1983): Uric acid utilization by *Mycobacterium intracellulare* and *Mycobacterium scrofulaceum* isolates. *Journal of Bacteriology*, 155, 36-39.
- FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup>; NORTON, C.D.; LECHEVALLIER, M.W. (2001): Factors influencing numbers of *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium intracellulare*, and other Mycobacteria in drinking water distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 67, 1225-1231.
- FANNIN, K.F.; VANA, S.C.; JAKUBOWSKI, W. (1985): Effect on an activated sludge wastewater treatment plant on ambient air densities of aerosols containing bacteria and viruses. *Applied and Environmental Microbiology*, 49, 1191-1196.
- FAO (1988): Sprinkler irrigation. In: Irrigation Water Management: Irrigation Methods, Brouwer, C.; Prins, K.; Kay, M.; Heibloem, M. (eds.), Training manual no. 5, Food and Agriculture organization of the United Nations. [http://www.fao.org/docrep/S8684E/s8684e06.htm#chapter 5. sprinkler irrigation](http://www.fao.org/docrep/S8684E/s8684e06.htm#chapter%205.%20sprinkler%20irrigation)
- FAWELL, J.; NIEUWENHUIJSEN, M.J. (2003): Contaminants in drinking water. *British Medical Bulletin*, 68, 199-208.
- FERNANDO, N.L.; FEDORAK, P.M. (2005): Changes at an activated sludge sewage treatment plant alter the numbers of airborne aerobic microorganisms. *Water Research*, 39, 4597-4608.
- FERRON, G.A.; HAIDER, B.; KREYLING, W.G. (1988): Inhalation of salt aerosol particles. I. Estimation of the temperature and relative humidity of the air in the human upper airways. *Journal of Aerosol Science*, 19, 343-363.
- FIELDS, B.S. (1996): The molecular ecology of legionellae. *Trends in Microbiology*, 4, 286-290.
- FINK-GREMMEIS, J. (2008): Mycotoxins in cattle feeds and carry-over to dairy milk: A review. *Food Additives and Contaminants: Part A*, 25, 172-180.
- FISCHER, G.; DOTT, W. (2003): Relevance of airborne fungi and their secondary metabolites for environmental, occupational and indoor hygiene. *Archives of Microbiology*, 179, 75-82.



- FLEMING, R., FRASER, H. (2001): The impact of waterfowl on water quality - Literature Review-. University of Guelph, Ridgetown College, ridgetown, Ontario, Canada. <http://www.ridgetownc.on.ca/research/RFleming/Reports/waterfowl.pdf>
- FLIERMANS, C.B. (1995): *Legionella* ecology. In: Bioaerosols; Burge, H.A. (ed.); Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 49-76.
- FLIERMANS, C.B.; CHERRY, W.B.; ORRISON, L.H.; SMITH, S.J.; TISON, D.L.; POPE, D.H. (1981): Ecological distribution of *Legionella pneumophila*. *Applied and Environmental Microbiology*, 41, 9-16.
- FLOYD, M.M.; GUTHERTZ, L.S.; SILCOX, V.A.; DUFFEY, P.S.; JANG, I.; DESMOND, E.P.; CRAWFORD, J.T.; BUTLER, W.R. (1996): Characterization of an SAV organism and proposal of *Mycobacterium triplex* sp. nov. *Journal of Clinical Microbiology*, 34, 2963–2967.
- FONG, T.-T.; LIPP, E.K. (2005): Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: Health risks, detection, and potential water quality assessment tools. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 357-371.
- FRACCHIA, L.; PIETRONAVE, S.; RINALDI, M.; MARTINOTTI, M.G. (2006): Site-related airborne biological hazard and seasonal variations in two wastewater treatment plants. *Water Research*, 40, 1985-1994.
- FRIEDRICH, U.; VAN LANGENHOVE, H.; ALTENDORF, K.; LIPSKI, A. (2003): Microbial community and physicochemical analysis of an industrial waste gas biofilter and design of 16S rRNA-targeting oligonucleotide probes. *Environmental Microbiology*, 5, 183-201.
- FRIES, R.; AKCAN, M.; BANDICK, N.; KOBE, A. (2005): Microflora of two different types of poultry litter. *British Poultry Science*, 46, 668-672.
- FRÜCHTENICHT, K. (2000): Geogene und anthropogene Kontaminanten im Tränkwasser. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift*, 107, 329-331.
- FUCHS, W.; WOLBER, T.; WÖSS, E.; NEYER, U.; DREXEL, H. (1999): Leptospirose mit akutem Nierenversagen, schwerem Ikterus, disseminierten Blutungen und Xanthopsie. *Schweizerische Medizinische Wochenschrift*, 129, 847-850.
- GANOZA, C.A.; MATTHIAS, M.A.; COLLINS-RICHARDS, D.; BROUWER, K.C.; CUNNINGHAM, C.B.; SEGURA, E.R.; GILMAN, R.H.; GOTUZZO, E.; VINETZ, J.M. (2006): Determining risk for severe leptospirosis by molecular analysis of environmental surface waters for pathogenic *Leptospira*. *PLoS Medicine*, 3, 1329-1340.
- GAL-MOR, O.; FINLAY, B.B. (2006): Pathogenicity islands: A molecular toolbox for bacterial virulence. *Cellular Microbiology*, 8, 1707-1719.
- GEISEN, V. (2009): Leptospirose bei Hunden in Süddeutschland. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München, BR Deutschland, 78 S.

- GEORGE, K.L.; PARKER, B.C.; GRUFT, H.; FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup> (1980): Epidemiology of infection by nontuberculous mycobacteria. II. Growth and survival in natural waters. *The American Review of Respiratory Disease*, 122, 89-94.
- GEORGE, C.L.; JIN, H.; WOHLFORD-LENANE, C.L.; O'NEILL, M.E.; PHIPPS, J.C.; O'SHAUGHNESSY, P.; KLINE, J.N.; THORNE, P.S.; SCHWARTZ, D.A. (2001): Endotoxin responsiveness and subchronic grain dust-induced airway disease. *American Journal of Physiology. Lung Cellular and Molecular Physiology*, 280, L203-L213.
- GERARDI, M.H.; ZIMMERMAN, M.C. (2005): Wastewater Pathogens. John Wileys & Sons Inc., New Jersey, USA, 179 pp.
- GERBA, C.P. (2000): Risk assessment. In: Environmental Microbiology, Maier, R.M., Pepper, I.L., Gerba, C.P. (eds.), Academic Press, San Diego, USA, 557-570.
- GERBA, C.P.; WALLIS, C.; MELNICK, J.L. (1975): Microbiological hazards of household toilets: Droplet production and the fate of residual organisms. *Applied Microbiology*, 30, 229-237.
- GHOSH, K.; DAAR, S.; HIWASE, D.; NURSAT, N. (2000): Primary pseudomonas meningitis in an adult, splenectomized, multitransfused thalassaemia major patient. *Haematologia (Budap)*, 30, 69-72.
- GLISSON, J.R. (1998): Bacterial respiratory diseases of poultry. *Poultry Science*, 77, 1139-1142.
- GLÜNDER, G. (1988): Zum Vorkommen von *Plesiomonas shigelloides* bei Wild- und Zoovögeln. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 101, 334-337.
- GOLDSTEIN, J.D.; GODLESKI, J.J.; BALIKIAN, J.P.; HERMAN, P.G. (1982): Pathologic patterns of *Serratia marcescens* pneumonia. *Human Pathology*, 13, 479-484.
- GONÇALVES, J.R.; BRUM, G.; FERNANDES, A.; BISCAIA, I.; CORREIA, M.J.S.; BASTARDO, J. (1992): *Aeromonas hydrophila* fulminant pneumonia in a fit young man. *Thorax*, 47, 482-483.
- GONZÁLEZ-REY, C. (2003): Studies on *Plesiomonas shigelloides* isolated from different environments. Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, 45 pp.
- GORDON, N.C.; WAREHAM, D.W. (2010): Multidrug-resistant *Acinetobacter baumannii*: Mechanisms of virulence and resistance. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 35, 219-226.
- GORDON SMITH, C.E.; TURNER, L.H. (1961): The effect of pH on the survival of leptospirae in water. *Bulletin of the World Health Organization*, 24, 35-43.
- GRABINSKA-LONIEWSKA, A.; SLAVIKOVA, E.; FURMANSKA, M.; SŁOMCZYŃSKI, T. (1993): Fungi in activated sludge biocenosis. *Acta Microbiologica Polonica*, 42, 303-313.

- GREEN, S.K.; SCHROTH, M.N.; CHO, J.J.; KOMINOS, S.D.; VITANZA-JACK, V.B. (1974): Agricultural plants and soil as a reservoir for *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied Microbiology*, 28, 987-991.
- GREGERSEN, P.; GRUNNET, K.; ULDUM, S.A.; ANDERSEN, B.; MADSEN, H. (1999): Pontiac fever at a sewage treatment plant in the food industry. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, 25, 291-295.
- GREGOVÁ, G.; VENGLOVSKÝ, J.; VARGOVÁ, M.; ONDRAŠOVIČOVÁ, O.; ONDRAŠOVIČ, M.; SASÁKOVÁ, N.; KUDRÍKOVÁ, D.; LAKTIČOVÁ, K. (2008): Bioaerosols produced by wastewater treatment plant. *Folia veterinaria*, 52, 59-61.
- GRIFFITH, D.E.; AKSAMIT, T.; BROWN-ELLIOT, B.A.; CATANZARO, A.; DALEY, C.; GORDIN, F.; HOLLAND, S.M.; HORSBURGH, R.; HUITT, G.; IADEMARCO, M.F.; ISEMAN, M.; OLIVIER, K.; RUOSS, S.; FORDHAM VON REYN, C.; WALLACE, JR., R.J.; WINTHROP, K. (2007): An official ATS/IDSA statement: Diagnosis, treatment, and prevention of nontuberculous mycobacterial diseases. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 175, 367-416.
- GROBE, S.; WINGENDER, J.; TRÜPER, H.G. (1995): Characterization of mucoid *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from technical water systems. *Journal of Applied Bacteriology*, 79, 94-102.
- GUERRA, M.A. (2009): Leptospirosis. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 234, 472-478.
- GUERRIERI, E.; BONDI, M.; SABIA, C.; DE NIEDERHÄUSERN, S.; BORELLA, P.; MESSI, P. (2008): Effect of bacterial interference on biofilm development by *Legionella pneumophila*. *Current Microbiology*, 57, 532-536.
- HAAKE, D.A.; DUNDOO, M.; CADER, R.; KUBAK, B.M.; HARTSKEERL, R.A.; SEJVAR, J.J.; ASHFORD, D.A. (2002): Leptospirosis, water sports, and chemoprophylaxis. *Clinical Infectious Diseases*, 34, e40-43.
- HAAS, C.N. (2002): Conditional dose-response relationships for microorganisms: Development and application. *Risk Analysis*, 22, 455-463.
- HAAS, D. U.; REINTHALER, F. F.; WÜST, G.; POSCH, J.; RUCKENBAUER, G.; MARTH E. (2002): Comparative investigation of airborne culturable microorganisms in sewage treatment plants. *Central European Journal of Public Health*, 10, 6-10.
- HAAS, C.N.; ROSE, J.B.; GERBA, C.P. (1999): Quantitative microbial risk assessment. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA, 464 pp.
- HAAS, C.N.; ROSE, J.B.; GERBA, C.; REGLI, S. (1993): Risk assessment of virus in drinking water. *Risk Analysis*, 13, 545-552.
- HAAS, D.; UNTEREGGER, M.; HABIB, J.; GALLER, H.; MARTH, E.; REINTHALER, F.F. (2010): Exposure to bioaerosol from sewage systems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 207, 49-56.

HAHN, H.; BOCKEMÜHL, J. (1999): Enterobakterien. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 250-287.

HAHN, H.; BOCKEMÜHL, J. (2005): Enterobakterien. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 236-271.

HAHN, H.; LIESENFELD, O. (1999): Vibrionen. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 288-294.

HAHN, H.; MIKSITS, K.; GATERMANN, S. (1999): Staphylokokken. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 199-211.

HAHN, H.; THILO, W. (1999): Korynebakterien. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 343-351.

HAHNE, J. (2009): Abbau von Staub in Abluftwäschern. *Landtechnik*, 64, 95-97.

HAHNE, J.; HARTUNG, E.; GRIMM, E.; DÖHLER, H. (2007): Abluftreinigung und weitere Möglichkeiten zur Minderung von Emissionen aus Schweinestallungen - Stand der Technik. Tagungsbericht der Bautagung Raumberg-Gumpenstein, 23.-24. Mai, Irnding, Österreich, 31-39.

[http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com\\_docman&task=doc\\_download&gid=2267](http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=2267)

HAN, X.Y. (2008): Seasonality of clinical isolation of rapidly growing mycobacteria. *Epidemiology and Infection*, 136, 1188-1191.

HANEKE, J. (2011): Mikrobiologische und hydrochemische Charakterisierung von hoch stickstoffhaltigen Waschflüssigkeiten in großtechnischen Abluftreinigungsanlagen an Mastschweineställen. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 184 S.

HANEKE, J. SCHULZ, J.; VAN DEN WEGHE, H.F.A.; HARTUNG, J. (2011): Microbial exposure of service personal in biological air cleaning installations. *Proceedings of the 15<sup>th</sup> International Congress on Animal Hygiene*, 03-07 July 2011, Vienna, Austria, Vol. I, 273-275.

HANSEN, S.K.; MOLIN, S. (2004): Temporal segregation: Succession in biofilms. In: *Microbial Evolution: Gene establishment, survival, and exchange*; Miller, R.V.; Day, M.J. (eds.), ASM Press, Washington D.C., USA, 192-213.

HARRIS, A.A., GOODMAN, L.; LEVIN, S. (1984): Community-acquired *Pseudomonas aeruginosa* pneumonia associated with the use of a home humidifier. *The Western Journal of Medicine*, 141, 521-523.

HAUCK, R.; BAUR, X. (1990): Verlaufsformen der Befeuchterlunge. *Klinische Wochenschrift*, 68, 512-517.

- HAVELAAR, A.H.; BERWALD, L.G.; GROOTHUIS, D.G.; BAAS, J.G. (1985): Mycobacteria in semi-public swimming-pools and whirlpools. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene. 1. Abt. Originale B, Hygiene*, 180, 505-514.
- HEGARTY, J.P.; DOWD, M.T.; BAKER, K.H. (1999): Occurrence of *Helicobacter pylori* in surface water in the United States. *Journal of Applied Microbiology*, 87, 697-701.
- HEINONEN-TANSKI, H.; REPONEN, T.; KOIVUNEN, J. (2009): Airborne enteric coliphages and bacteria in sewage treatment plants. *Water Research*, 43, 2558-2566.
- HEJAZI, A.; FALKINER, E.R. (1997): *Serratia marcescens*. *Journal of Medical Microbiology*, 46, 903-912.
- HELANDER, I.; SALKINNOJA-SALONEN, M.; RYLANDER, R. (1980): Chemical structure and inhalation toxicity of lipopolysaccharides from bacteria on cotton. *Infection and Immunity*, 29, 859-862.
- HELLER, R.; HÖLLER, C.; SÜSSMUTH, R.; GUNDERMANN, K.-O. (1998): Effect of salt concentration and temperature on survival of *Legionella pneumophila*. *Letters in Applied Microbiology*, 26, 64-68.
- HELMI, K.; SKRABER, S.; GANTZER, C.; WILLAME, R.; HOFFMANN, L.; CAUCHIE, H.M. (2008): Interactions of *Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia*, vaccinal poliovirus type 1, and bacteriophages phiX174 and MS2 with a drinking water biofilm and a wastewater biofilm. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 2079-2088.
- HENRY, R.A.; JOHNSON, R.C. (1978): Distribution of the genus *Leptospira* in soil and water. *Applied and Environmental Microbiology*, 35, 492-499.
- HENTSCHEL, U.; HACKER, J. (2001): Pathogenicity islands: The tip of the iceberg. *Microbes and Infection*, 3, 545-548.
- HEROLD, T.; BIEDERMANN, W.; SCHLEGELMILCH, M.; HENSEL, A. (2002): Einfluss verschiedener Filtermaterialien auf den Wirkungsgrad von Biofiltern zur Reinigung von Rotteabluft einer Kompostierungsanlage. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 62, 147-153.
- HEYDER, J.; GEBHART, J.; RUDOLF, G.; SCHILLER, C.F.; STAHLHOFEN, W. (1986): Deposition of particles in the human respiratory tract in size range 0.005 - 15 µm. *Journal of Aerosol Science*, 17, 811-825.
- HICKS, J.N. (1998): Pollutants in our water: Effects on human health and the environment. *Otolaryngology: Head and Neck Surgery*, 119, 502-505.
- HINDS, W.C. (1993): Physical and chemical changes in the particulate phase. In: Aerosol measurement. Principles, techniques and applications; Willeke, K.; Baron, P.A. (eds.); John Wiley & Sons, New York, USA, 41-53.
- HINDS, W.C. (1999): Aerosol technology. Properties, behavior, and measurement of airborne particles. John Wiley & Sons Inc., 2<sup>nd</sup> edition, New York, 483 S.



- HINZ, K.H.; HEFFELS-REDMANN, U.; POPPEL, M. (1992): Multikausal bedingte infektiöse Atemwegserkrankung junger Mastputen. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift*, 99, 75-78.
- HOEDEMAKER, M. (2000): Differenzierung von Hefen in Mastitismilch. *Mycoses*, 43, Suppl. 1, 17-19.
- HOFMANN, W.; BERGMANN, R. (1998): Prediction of particle deposition patterns in human and rat airways. *Inhalation Toxicology*, 10, 557-583.
- HOLMES, B., SNELL, J.J., LAPAGE, S.P. (1979): *Flavobacterium odoratum*: A species resistant to a wide range of antimicrobial agents. *Journal of Clinical Pathology*, 32, 73-77.
- HSUEH, P.R.; TENG, L.J.; PAN, H.J.; CHEN, Y.C.; SUN, C.C.; HO, S.W.; LUH, K.T. (1998): Outbreak of *Pseudomonas fluorescens* bacteremia among oncology patients. *Journal of Clinical Microbiology*, 36, 2914-2917.
- HSUEH, P.R., WU, J.J., HSIUE, T.R.; HSIEH, W.C. (1995): Bacteremic necrotizing fasciitis due to *Flavobacterium odoratum*. *Clinical Infectious Diseases*, 21, 1337-1338.
- HUANG, Y.; HAAS, C.N. (2009): Time-dose-response models for microbial risk assessment. *Risk Analysis*, 29, 648-661.
- HUEBNER, J.; GOLDMANN, D.A. (1999): Coagulase-negative staphylococci: Role as pathogens. *Annual Review of Medicine*, 50, 223-236.
- HUGLER, W.C.; CANTU-DE LA GARZA, J.G.; VILLA-GARCIA, M. (1996): Biofilm analysis for an odor-removing trickling filter. *Proceedings of the 89<sup>th</sup> Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association*, Pittsburgh, Pennsylvania, USA, Paper no. 96-RA87A.04, 20 pp.
- HUMPHREYS, H.; PECKHAM, D.; PATEL, P.; KNOX, A. (1994): Airborne dissemination of *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* from adult patients with cystic fibrosis. *Thorax*, 49, 1157-1159.
- HUPFER, P., KUTTLER, W. (1998): Witterung und Klima. Eine Einführung in die Meteorologie und Klimatologie. B.G. Teubner, Stuttgart, 413 S.
- HUR, T.; CHENG, K.-C.; HSIEH, J.-M. (1995): *Aeromonas hydrophila* lung abscess in a previously healthy man. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases*, 27, 295.
- HURLEY, J.C. (1995): Endotoxemia: Methods of detection and clinical correlates. *Clinical Microbiology Reviews*, 8, 268-292.
- HUSSONG, D.; COLWELL, R.R.; O'BRIEN, M.; WEISS, E.; PEARSON, A.D.; WEINER, R.M.; BURGE, W.D. (1987): Viable *Legionella pneumophila* not detectable by culture on agar media. *Bio/Technology*, 5, 947-950.
- HUWE, C.; PÖHLE, H.; VISSIENNON, T.; KLICKE, R. (1997): Pilzemissionen aus Biofiltern. *Entsorgungspraxis*, 7/8, 47-49.

- HUWE-KLUG, C. (2001): Untersuchungen zu Pilzsporenemissionen aus Biofiltern großtechnischer Kompostieranlagen und aus Modellbiofilteranlagen. Dissertation, Universität Leipzig, BR Deutschland, 148 S.
- IRLBECK, D. (1998): Normal mechanisms of heat and moisture exchange in the respiratory tract. *Respiratory Care Clinics of North America*, 4, 189-198.
- IRVING, T.E.; DE LOUVOIS, J.; NICHOLS, G.L. (1997a): Drinking water inspectorate fact sheet - *Aeromonas*. AWWA Research Foundation, Fact Sheet No.1. <http://www.awwarf.com/newprojects/pathbegeons/AEROMONA.html>
- IRVING, T.E.; DE LOUVOIS, J.; NICHOLS, G.L. (1997b): Drinking water inspectorate fact sheet - *Legionella*. AWWA Research Foundation, Fact Sheet No.6. <http://www.awwarf.com/newprojects/pathbegeons/LEGIONEL.html>
- IZARD, D.; FERRAGUT, C.; GAVINI, F.; KERSTERS, K.; DE LEY, J.; LECLERC, H. (1981): *Klebsiella terrigena*, a new species from soil and water. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 31, 116-127.
- JACOBS, R.R. (1997): Analyses of endotoxins. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 3, S42-S48.
- JACOBSEN, K.H.; PADGETT, J.J. (2010): Risk factors for *Mycobacterium ulcerans* infection. *International Journal of Infectious Diseases*, 14, e677-e681.
- JAGER, E. (2003); persönliche Mitteilung.
- JAGER, E.; ECKRICH, C. (1997): Hygienic aspects of biowaste composting. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 4, 99-105.
- JANSEN, A.; SCHÖNEBERG, I.; FRANK, C.; ALPERS, K.; SCHNEIDER, T.; STARK, K. (2005): Leptospirosis in Germany, 1962–2003. *Emerging Infectious Diseases*, 11, 1048-1054.
- JENSEN, H.E.; AALBAEK, B. (1994): Pathogenicity of yeasts and algae isolated from bovine mastitis secretions in a murine model. *Mycoses*, 37, 101-107.
- JOHNSON, R.C.; HARRIS, V.G. (1967): Differentiation of pathogenic and saprophytic leptospire. I. Growth at low temperatures. *Journal of Bacteriology*, 94, 27-31.
- JOHNSON, R.C., WALBY, J.K. (1972): Cultivation of leptospire: Fatty acid requirements. *Applied Microbiology*, 23, 1027-1028.
- JONES, K. (2001): *Campylobacter* in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology*, 90, 68S-79S.
- JONES, A.M.; DODD, M.E.; WEBB, A.K. (2001): *Burkholderia cepacia*: Current clinical issues, environmental controversies and ethical dilemmas. *The European Respiratory Journal*, 17, 295-301.
- JONSSON, I.; MONSEN, T. WISTROM, J. (1997): A case of *Plesiomonas shigelloides* cellulitis and bacteraemia from Northern Europe. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases*, 29, 631-632.

- JOSEPH, C.; LEE, J.; VAN WIJNGAARDEN, J.; DRASAR, V.; CASTELLANI PASTORIS, M. (2002): European guidelines for control and prevention of travel associated Legionnaires' disease. The European Working Group for *Legionella* Infections (EWGLI), July 2002. <http://www.ewgli.org/guidelinedownload>
- KAHANA, L.M.; KAY, J.M.; YAKRUS, M.A.; WASERMAN, S. (1997): *Mycobacterium avium* complex infection in an immunocompetent young adult related to hot tub exposure. *Chest*, 111, 242-245.
- KANE, G.C.; MARX, J.J., PRINCE, D.S. (1993): Hypersensitivity pneumonitis secondary to *Klebsiella oxytoca*. *Chest*, 104, 627-629.
- KARNAD, A.; ALVAREZ, S.; BERK, S.L. (1985): Pneumonia caused by Gram-negative bacilli. *The American Journal of Medicine*, 79 (Suppl. 1A), 61-67.
- KARRA, S.; KATSIVELA, E. (2007): Microorganisms in bioaerosol emissions from wastewater treatment plants during summer at a Mediterranean site. *Water Research*, 41, 1355-1365.
- KATOCH, V.M. (2004): Infections due to non-tuberculous mycobacteria (NTM). *The Indian Journal of Medical Research*, 120, 290-304.
- KEIG, P.M.; INGHAM, E.; KERR, K.G. (2001): Invasion of human type II pneumocytes by *Burholderia cepacia*. *Microbial Pathogenesis*, 30, 167-170.
- KHANNA, T.; FRIENDSHIP, R.; DEWEY, C.; WEESE, J.S. (2008): Methicillin resistant *Staphylococcus aureus* colonization in pigs and pig farmers. *Veterinary Microbiology*, 128, 298-303.
- KHARDORI, N.; FAINSTEIN, V. (1988): *Aeromonas* and *Plesiomonas* as etiological agents. *Annual Review of Microbiology*, 42, 395-419.
- KHUDER, S.A., ARTHUR, T.; BISESI, M.S.; SCHAUB, E.A. (1998): Prevalence of infectious diseases and associated symptoms in wastewater treatment workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 33, 571-577.
- KIPP, F.; FRIEDRICH, A.W.; BECKER, K.; VON EIFF, C. (2004): Bedrohliche Zunahme Methicillin-resistenter *Staphylococcus-aureus*-Stämme. *Deutsches Ärzteblatt*, 101, A2044-A2045.
- KLAYMAN, B.J.; VOLDEN, P.A.; STEWART, P.S., CAMPER, A.K. (2009): *Escherichia coli* O157:H7 requires colonizing partner to adhere and persist in a capillary flow cell. *Environmental Science and Technology*, 43, 2105-2111.
- KLOOS, W.E.; BANNERMAN, T.L. (1994): Update on clinical significance of coagulase-negative staphylococci. *Clinical Microbiology Reviews*, 7, 117-140.
- KNEBEL, U.; SLOOT, N.; EIKENBERG, M.; BORS DORF, H.; HÖFFLER, U.; RIEMANN, J.F. (2001): *Plesiomonas-shigelloides*-induzierte Gastroenteritiden – seltene Fälle in der westlichen Welt. *Medizinische Klinik*, 96, 109-113.

- KÖSE, M.; OZTÜRK, M.; KUYUCU, T.; GÜNEŞ, T.; AKÇAKUŞ, M.; SÜMERKAN, B. (2004): Community-acquired pneumonia and empyema caused by *Pseudomonas stutzeri*: A case report. *The Turkish Journal of Pediatrics*, 46, 177-178.
- KOHLHÄUFL, M. (1998): Aerosolpartikel und Lunge: Grundlagen von Deposition und Clearance. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, 3, 90-93.
- KOLENBRANDER, P.E. (2000): Oral microbial communities: Biofilms, interactions, and genetic systems. *Annual Review of Microbiology*, 54, 413-437.
- KOMIJN, R.E.; DE HAAS, P.E.; SCHNEIDER, M.M.; EGER, T.; NIEUWENHUIJS, J.H.; VAN DEN HOEK, R.J.; BAKKER, D.; VAN ZIJLD ERVELD, F.G.; VAN SOOLINGEN, D. (1999): Prevalence of *Mycobacterium avium* in slaughter pigs in The Netherlands and comparison of IS1245 restriction fragment length polymorphism patterns of porcine and human isolates. *Journal of Clinical Microbiology*, 37, 1254-1259.
- KOOL, J.L.; BERGMIRE-SWEAT, D.; BUTLER, J.C.; BROWN, E.W.; PEABODY, D.J.; MASSI, D.S.; CARPENTER, J.C.; PRUCKLER, J.M.; BENSON, R.F.; FIELDS, B.S. (1999): Hospital characteristics associated with colonization of water systems by *Legionella* and risk of nosocomial legionnaires' disease: A cohort study of 15 hospitals. *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 20, 798-805.
- KOPPE, P.; STOZEK, A. (1999): Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme. Vulkan-Verlag, Essen, BR Deutschland, 4. Aufl., 567 S.
- KORZENIEWSKA, E.; FILIPKOWSKA, Z.; GOTKOWSKA-PLACHTA, A.; JANCZUKOWICZ, W.; DIXON, B.; CZUŁOWSKA, M. (2009): Determination of emitted airborne microorganisms from a BIO-PAK wastewater treatment plant. *Water Research*, 43, 2841-2851.
- KOSITANONT, U.; RUGSASUK, S.; LEELAPORN, A.; PHULSUKSOMBATI, D.; TANTITANAWAT, S.; NAIGOWIT, P. (2007): Detection and differentiation between pathogenic and saprophytic *Leptospira* spp. by multiplex polymerase chain reaction. *Diagnostic Microbiology and Infectious Disease*, 57, 117-122.
- KRAJEWSKI, J.A.; CYPROWSKI, M.; SZYMCZAK, W.; GRUCHALA, J. (2004): Health complaints from workplace exposure to bioaerosols: A questionnaire study in sewage workers. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 11, 199-204.
- KRAKOWKA, S.; RINGLER, S.S.; FLORES, J.; KEARNS, R.J.; EATON, K.A.; ELLIS, J.A. (2005): Isolation and preliminary characterization of a novel *Helicobacter* species from swine. *American Journal of Veterinary Medicine*, 66, 938-944.
- KRAMER, M.H.; FORD, T.E. (1994): Legionellosis: Ecological factors of an environmentally 'new' disease. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 195, 470-482.
- KRAUSS, H.; WEBER, A.; ENDERS, B.; SCHIEFER, H.G.; SLENCZKA, W.; ZAHNER, H. (1997): Zoonosen. Deutscher Ärzte-Verlag, Köln, BR Deutschland, 400 S.

- KRISTIANSEN, A.; LINDHOLST, S.; FEILBERG, A.; NIELSEN, P.H.; NEUFELD, J.D.; NIELSEN, J.L. (2011a): Butyric acid- and dimethyl disulfide-assimilating microorganisms in a biofilter treating air emissions from a livestock facility. *Applied and Environmental Microbiology*, 77, 8595-8604.
- KRISTIANSEN, A.; PEDERSEN, K.H.; NIELSEN, P.H.; NIELSEN, L.P.; NIELSEN, J.L.; SCHRAMM, A. (2011b): Bacterial community structure of a full-scale biofilter treating pig house exhaust air. *Systematic and Applied Microbiology*, 34, 344-352.
- KROVACEK, K.; ERIKSSON, L.M.; GONZÁLEZ-REY, C.; ROSINSKY, J.; CIZNAR, I. (2000): Isolation, biochemical and serological characterisation of *Plesiomonas shigelloides* from fresh water in Northern Europe. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 23, 45-51.
- KRUCZALAK, K.; OLAŃCZUK-NEYMAN, K. (2004): Microorganisms in the air over wastewater treatment plants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13, 537-542.
- KUCHENRITHER, R.D., SHARVELLE, S.; SILVERSTEIN, J. (2002): Risk exposure. Are treated wastewater and biosolids hazardous to your health ? *Water Environment and Technology*, 14, 37-40. <http://www.wef.org/pdffiles/biosolids/risk.pdf>
- KUTTIN, E.S.; MÜLLER, J. (1994): The fungal flora of zoo animals' ears. *Mycoses*, 37, 59-60.
- LABALME, M.J.; CHAABANE-MASMOUDI, S.; MATHIEU, L.; PEROL, M.; NESME, P.; GUÉRIN J.C. (1996): Isolated febrile intra-alveolar hemorrhage detected in leptospirosis. *Revue des Maladies Respiratoires*, 13, 310-312.
- LADHANI, S.; BHUTTA, Z.A. (1998): Neonatal *Pseudomonas putida* infection presenting as staphylococcal scalded skin syndrome. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 17, 642-644.
- LAITINEN, S.; KANGAS, J.; KOTIMAA, M.; LIESIVUORI, J.; MARTIKAINEN, P.J.; NEVALAINEN, A.; SARANTILA, R.; HUSMAN, K. (1994): Workers' exposure to airborne bacteria and endotoxins at industrial wastewater treatment plants. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 55, 1055-1060.
- LALUCAT, N.J.; BENNASAR, A.; BOSCH, R.; GARCÍA-VALDÉZ, E.; PALLERONI, N.J. (2006): Biology of *Pseudomonas stutzeri*. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 70, 510-547.
- LAUTENBACH, E. (2002): *Providencia* infections. <http://www.emedicine.com/med/byname/providencia-infections.htm>
- LECLERC H.; SCHWARTZBROD, L.; DEI-CAS, E. (2002): Microbial agents associated with waterborne diseases. *Critical Reviews in Microbiology*, 28, 371-409.
- LEDBETTER, J.O.; HAUCK, L.M.; REYNOLDS, R. (1973): Health hazards from wastewater treatment practices. *Environmental Letters*, 4, 225-232.
- LEE, J. A.; JOHNSON, J.C.; REYNOLDS, S.J.; THORNE, P.S., O'SHAUGHNESSY, P.T. (2006): Indoor and outdoor air quality assessment of four wastewater treatment plants. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 3, 36-43.



- LEONI, E.; LEGNANI, P.; MUCCI, M.T.; PIRANI, R. (1999): Prevalence of mycobacteria in a swimming pool environment. *Journal of Applied Microbiology*, 87, 683-688.
- LEVETT, P.N. (2001): Leptospirosis. *Clinical Microbiology Reviews*, 14, 296-326.
- LEVY, C.S.; KOGULAN, P.; GILL, V.J.; CROXTON, M.B.; KANE, J.G.; LUCEY, D.R. (2001): Endocarditis caused by penicillin-resistant viridans streptococci: 2 cases and controversies in therapy. *Clinical Infectious Diseases*, 33, 577-579.
- LIEBERS, V.; RAULF-HEIMSOTH, M.; BRÜNING, T. (2008): Health effects due to endotoxin inhalation. *Archives of Toxicology*, 82, 203-210.
- LINCKH, E. (1980): Zur Charakterisierung fäkaler Staphylokokken von Huhn und Schwein unter Berücksichtigung ihrer Resistenzeigenschaften gegenüber Antibiotika. Dissertation, Ludwig-Maximilian Universität, München, BR Deutschland, 129 S.
- LIPSKI, A.; ALTENDORF, K. (1997): Identification of heterotrophic bacteria isolated from ammonia-supplied experimental biofilters. *Systematic and Applied Microbiology*, 20, 448-457.
- LIPSKY, B.A.; GOLDBERGER, A.C.; TOMPKINS, L.S.; FLORDE, J.J. (1982): Infections caused by nondiphtheria Corynebacteria. *Reviews of Infectious Diseases*, 4, 1220-1235.
- LOYSE, A.; STORRING, R.A.; MELZER, M. (2006): *Pseudomonas stutzeri* pneumonia in an HIV seropositive patient. *Journal of Infection*, 53, 75-76.
- LUCHINI, D.; MEACCI, F.; OGGIONI, M.R.; MORABITO, G.; D'AMATO, V.; GABBRIELLI, M.; POZZI, G. (2008): Molecular detection of *Leptospira interrogans* in human tissues and environmental samples in a lethal case of leptospirosis. *International Journal of Legal Medicine*, 122, 229-233.
- LÜCK, C. (2011): *Legionella pneumophila*. Genetische Diversität von Patienten- und Umweltisolaten. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 54, 693-698.
- LÜCK, C., STEINERT, M. (2006): Pathogenese, Diagnostik und Therapie der *Legionella*-Infektion. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 49, 439-449.
- LUN Z.R.; WANG Q.P.; CHEN X.G.; LI A.X.; ZHU X.Q. (2007): *Streptococcus suis*: An emerging zoonotic pathogen. *The Lancet Infectious Diseases*, 7, 201-209.
- LUNDHOLM, M., RYLANDER, R. (1983): Work related symptoms among sewage workers. *British Journal of Industrial Medicine*, 40, 325-329.
- LYCZAK, J.; CANNON, C.L., PIER, G.B. (2000): Establishment of *Pseudomonas aeruginosa* infection: Lessons from a versatile opportunist. *Microbes and Infection*, 2, 1051-1060.
- LYERLY, D.M.; KREGER, A.S. (1983): Importance of *Serratia* protease in the pathogenesis of experimental *Serratia marcescens* pneumonia. *Infection and Immunity*, 40, 113-119.

- MACKIEWICZ, B.; SKORSKA, C.; DUTKIEWICZ, J.; MICHNAR, M.; MILANOWSKI, J.; PRAZMO, Z.; KRYSINSKA-TRACZYK, E.; CISAK, E. (1999): Allergic alveolitis due to herb dust exposure. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 6, 167-170.
- MADÉLIN, T.M.; JOHNSON, H.E. (1992): Fungal and actinomycete spore aerosols measured at different humidities with an aerodynamic particle sizer. *Journal of Applied Bacteriology*, 72, 400-409.
- MADSEN, L.W.; NIELSEN, B.; AALBAEK, B.; JENSEN, H.E.; NIELSEN, J.P.; RIISING, H.J. (2001): Experimental infection of conventional pigs with *Streptococcus suis* serotype 2 by aerosolic exposure. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 42, 303-306.
- MAEDA, Y.; GOLDSMITH, C.E.; COULTER, W.A.; MASON, C.; DOOLEY, J.S.G.; LOWERY, C.J.; MOORE, J.E. (2010): The viridans group streptococci. *Reviews in Medical Microbiology*, 21, 69-79.
- MAHENTHIRALINGAM, E.; BALDWIN, A.; DOWSON, C.G. (2008): *Burkholderia cepacia* complex bacteria: Opportunistic pathogens with important natural biology. *Journal of Applied Microbiology*, 104, 1539-1551.
- MAHENTHIRALINGAM, E.; BALDWIN, A.; VANDAMME, P. (2002): *Burkholderia cepacia* complex infection in patients with cystic fibrosis. *Journal of Medical Microbiology*, 51, 533-538.
- MAHENTHIRALINGAM, E.; COENYE, T.; CHUNG, J.W.; SPEERT, D.P.; GOVAN, J.R.W.; TAYLOR, P.; VANDAMME, P. (2000): Diagnostically and experimentally useful panel of strains from the *Burkholderia cepacia* complex. *Journal of Clinical Microbiology*, 38, 910-913.
- MAHENTHIRALINGAM, E.; SPEERT, D.P. (1995): Nonopsonic phagocytosis of *Pseudomonas aeruginosa* by macrophages and polymorphonuclear leukocytes requires the presence of the bacterial flagellum. *Infection and Immunity*, 63, 4519-4523.
- MAHONEY, F.J.; HOGE, C.W.; FARLEY, T.A.; BARBAREE, J.M.; BREIMAN, R.F.; BENSON, R.F.; MCFARLAND, L.M. (1992): Community wide outbreak of Legionnaires' disease associated with a grocery store mist machine. *Journal of Infectious Diseases*, 165, 736-739.
- MANCIANTI, F.; NARDONI, S.; CECCHERELLI, R. (2002): Occurrence of yeasts in psittacines droppings from captive birds in Italy. *Mycopathologia*, 153, 121-124.
- MANGIONE, E.J.; HUITT, G.; LENAWAY, D.; BEEBE, J.; BAILEY, A.; FIGOSKI, M.; RAU, M.P.; ALBRECHT, K.D.; YAKRUS, M.A. (2001): Nontuberculous mycobacterial disease following hot tub exposure. *Emerging Infectious Diseases*, 7, 1039-1042.
- MANOGARAN, M.; MARNEJON, T.; SARAC, E. (2004): Pneumonia and sepsis due to *Weeksella virosa* in an immunocompromised patient. *Infectious Diseases in Clinical Practice*, 12, 286-287.
- MANZELLO, S.L.; YANG, J.C. (2002): An experimental study of a water droplet impinging on a liquid surface. *Experiments in Fluids*, 32, 580-589.

- MARAGAKIS, L.L.; PERL, T.M. (2008): *Acinetobacter baumannii*: Epidemiology, antimicrobial resistance, and treatment options. *Clinical Infectious Diseases*, 46, 1254-1263.
- MARINKOVICH, V.A.; NOVEY, H.S. (1983): Humidifier lung. *Clinical Reviews in Allergy*, 1, 533-536.
- MARKWELL, D.D., SHORTRIDGE, K.F. (1982): Possible waterborne transmission and maintenance of Influenza viruses in domestic ducks. *Applied and Environmental Microbiology*, 43, 110-116.
- MARRAS, T.K.; WALLACE, R.J., JR.; KOTH, L.L.; STULBARG, M.S.; COWL, C.T.; DALEY, C.L. (2005): Hypersensitivity pneumonitis reaction to *Mycobacterium avium* in household water. *Chest*, 127, 664-71.
- MARSH, P.D. (2004): Dental Plaque as a Microbial Biofilm. *Caries Research*, 38, 204-211.
- MARSHALL, M.M.; NAUMOVITZ, D.; ORTEGA, Y.; STERLING, C.R. (1997): Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10, 67-85.
- MARSHALL, D.R.; SIMMONS, D.G., GRAY, J.G. (1985): An *Alcaligenes faecalis* isolate from turkeys: Pathogenicity in selected avian and mammalian species. *American Journal of Veterinary Research*, 46, 1181-1184.
- MARTELLA, V.; BÁNYAI, K., MATTHIJNSSENS, J.; BUONAVOGLIA, C.; CIARLET, M. (2010): Zoonotic aspects of rotaviruses. *Veterinary Microbiology*, 140, 246-255.
- MARTIN, D.W.; MOHR, C.D. (2000): Invasion and intracellular survival of *Burkholderia cepacia*. *Infection and Immunity*, 68, 24-29.
- MARTIN, F.; LEROYER, C.; ANDRE, N.; QUIOT, J.J.; CLAVIER, J. (1990): Une cause rare de pneumopathie extra-hospitalière chez un adulte sain: *Morganella morganii*. *La Presse Médicale*, 19, 1769.
- MARTÍN-CASABONA, N.; BAHRMAND, A.R.; BENNEDSEN, J.; THOMSEN, V.O.; CURCIO, M.; FAUVILLE-DUFAUX, M.; FELDMAN, K.; HAVELKOVA, M.; KATILA, M.L.; KÖKSALAN, K.; PEREIRA, M.F.; RODRIGUES, F.; PFYFFER, G.E.; PORTAELS, F.; URGELL, J.R.; RÜSCH-GERDES S.; SPANISH GROUP FOR NON-TUBERCULOSIS MYCOBACTERIA; TORTOLI, E.; VINCENT, V.; WATT, B. (2004): Non-tuberculous mycobacteria: Patterns of isolation. A multi-country retrospective survey. *The International Journal of Tuberculosis and Lung Disease*, 8, 1186-1193.
- MASUR, H.; ROSEN, P.P.; ARMSTRONG, D. (1977): Pulmonary disease caused by *Candida* species. *The American Journal of Medicine*, 63, 914-925.
- MATLOVA, L.; DVORSKA, L.; PALECEK, K.; MAURENC, L.; BARTOS, M.; PAVLIK, I. (2004): Impact of sawdust and wood shavings in bedding on pig tuberculous lesions in lymph nodes, and IS1245 RFLP analysis of *Mycobacterium avium* subsp. *hominissuis* of serotypes 6 and 8 isolated from pigs and environment. *Veterinary Microbiology*, 102, 227-236.

- MATTSBY, I.; RYLANDER, R. (1978): Clinical and immunological findings in workers exposed to sewage dust. *Journal of Occupational Medicine*, 20, 690-692.
- MAULHAUTIER, L.; DEGRANGE, V.; GUAY, R.; DEGORCE-DUMAS, J.-R.; BARDIN, R.; LE CLOIREC, P. (1998): Estimating size and diversity of nitrifying communities in deodorizing filters using PCR and immunofluorescence. *Journal of Applied Microbiology*, 85, 255-262.
- MAYER, S.; ENGELHART, S.; KOLK, A. BLOME, H. (2007): Bedeutung von Mykotoxinen im Rahmen der arbeitsplatzbezogenen Gefährdungsbeurteilung. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 67, 407-417.
- MAYSER, P.; HUPPERTZ, M.; PAPAVASSILIS, C.; GRÜNDER, K. (1996): Hefen der Gattung *Trichosporon*. Identifizierung, Epidemiologie und Bedeutung der dermatologischen Krankheitsbilder. *Hautarzt*, 47, 913-920.
- McMULLAN, R.; XU, J.; KELLY, M.; STANLEY, T.; MOORE, J.E.; MILLAR, B.C.; WYLIE, M.; GOLDSMITH, C.E.; SHEPHERD, D.R. (2002): *Mycobacterium triplex* pulmonary infection in an immunocompetent patient. *The Journal of Infection*, 44, 263-264.
- MECKES, M. (2001): Biofilms in drinking water distribution systems. In: Controlling disinfection by-products and microbial contaminants in drinking water; Clark, R.M.; Boutin, B.K. (eds.); Environmental Protection Agency (EPA), USA, EPA/600/R-01/110, S. 13-1 bis 13-18.  
<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/Pubs/600R01110/600r01110chap13.pdf>
- MEDEMA, G.; SCHETS, C. (1993): Occurrence of *Plesiomonas shigelloides* in surface water: Relationship with faecal pollution and trophic state. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 194, 398-404.
- MEDEMA, G.J.; VAN ASPEREN, I.A.; HAVELAAR, A.H. (1997): Assessment of the exposure of swimmers to microbiological contaminants in fresh waters. *Water Science and Technology*, 35, 157-163.
- MEERBURG, B.G.; SINGLETON, G.R.; KIJLSTRA, A. (2009): Rodent-borne diseases and their risks for public health. *Critical Reviews in Microbiology*, 35, 221-270.
- MEEMKEN, D.; CUNY, C.; WITTE, W.; EICHLER, U.; STAUDT, R.; BLAHA, T. (2008): Occurrence of MRSA in pigs and humans involved in pig production-preliminary results of a study in the northwest of Germany. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift*, 115, 132-139.
- MELBOSTAD, E.; EDUARD, W.; SKOGSTAD, A.; SANDVEN, P.; LASSEN, J.; SOSTRAND, P.; HELDAL, K. (1994): Exposure to bacterial aerosols and work-related symptoms in sewage workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 25, 59-63.
- MENA, K.D.; GERBA, C.P. (2009): Risk assessment of *Pseudomonas aeruginosa* in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 201, 71-115.
- MENG, X.J. (2010): Hepatitis E virus: Animal reservoirs and zoonotic risk. *Veterinary Microbiology*, 140, 256-265.

- MERRITT, R.W., WALKER, E.D.; SMALL, P.L.; WALLACE, J.R.; JOHNSON, P.D.; BENBOW, M.E.; BOAKYE, D.A. (2010): Ecology and transmission of Buruli ulcer disease: A systematic review. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 4, e911, 15 pp.
- MICHEL, O. (1997): Human challenge studies with endotoxins. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 3, S18-S25.
- MICHEL, O. (2000): Systemic and local airways inflammatory response to endotoxin. *Toxicology*, 152, 25-30.
- MICROBIONET (2002): *Alcaligenes faecalis*. <http://www.sciencenet.com.au/afaecalis.htm>
- MIDDELHOVEN, W.J.; DE KIEVIT, H.; BIESBROEK, A.L. (1985): Yeast species utilizing uric acid, adenine, n-alkylamines or diamines as sole source of carbon and energy. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 51, 289-301.
- MILANOWSKI, J. (1994a): Effects of *Pantoea agglomerans* on the respiratory system. Part I: Studies *in vitro*. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 1, 44-51.
- MILANOWSKI, J. (1994b): Effects of *Pantoea agglomerans* on the respiratory system. Part II: Studies *in vivo*. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 1, 52-56.
- MILANOWSKI, J. (1997): Experimental studies on the effects of organic dust-derived agents on respiratory system: Comparison between endotoxins and glucans. *Inhalation Toxicology*, 9, 369-388.
- MILANOWSKI, J., DUTKIEWICZ, J.; POTOCZNA, H., KUS, L., URBANOWICZ, B. (1998): Allergic alveolitis among agricultural workers in eastern Poland: A study of twenty cases. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 5, 31-43.
- MILLER, J.M.; HAIR, J.G., HEBERT, M.; HEBERT, L.; ROBERTS, J.F. (1997): Fulminating bacteremia and pneumonia due to *Bacillus cereus*. *Journal of Clinical Microbiology*, 35, 504-507.
- MOLINA, M.A.; RAMOS, J.-L.; ESPINOSA-URGEL, M. (2003): Plant-associated biofilms. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2, 99-108.
- MONAHAN, A.M.; MILLER, I.S.; NALLY, J.E. (2009a): Leptospirosis: Risks during recreational activities. *Journal of Applied Microbiology*, 107, 707-716.
- MONAHAN, A.M.; CALLANAN, J.J.; NALLY, J.E. (2009b): Review paper: Host-pathogen interactions in the kidney during chronic leptospirosis. *Veterinary Pathology*, 46, 792-799.
- MOONS, P.; MICHIELS, C.W.; AERTSEN, A. (2009): Bacterial interactions in biofilms. *Critical Reviews in Microbiology*, 35, 157-168.
- MOORE, J.E.; XU, J.; MILLAR, B.C.; ELSHIBLY, S. (2001): Edible dates (*Phoenix dactylifera*), a potential source of *Cladosporium cladosporioides* and *Sporobolomyces roseus*: Implications for public health. *Mycopathologia*, 154, 25-28.



- MORENO-ANCILLO, A.; VINCENTE, J.; GOMEZ, L.; MARTIN BARROSO, J.A., BARRANCO, P.; CABAÑAS, R.; LÓPEZ-SERRANO, M.C. (1997): Hypersensitivity pneumonitis related to a covered and heated swimming pool environment. *International Archives of Allergy and Immunology*, 114, 205-206.
- MORETTI, A.; PIERGILI FIORETTI, D., BONCIO, L., PASQUALI, P.; DEL ROSSI, E. (2000): Isolation of *Candida rugosa* from turkeys. *Journal of Veterinary Medicine. B, Infectious Diseases and Veterinary Public Health*, 47, 433-439.
- MORRIS, C.E.; BARDIN, M.; KINKEL, L.L.; MOURY, B.; NICOT, P.C.; SANDS, D.C. (2009): Expanding the paradigms of plant pathogen life history and evolution of parasitic fitness beyond agricultural boundaries. *PLoS Pathogens*, 5, e1000693, 7 pp.
- MORRIS, J.T.; BECKIUS, M.; McALLISTER, C.K. (1991): *Sporobolomyces* infection in an AIDS patient. *Journal of Infectious Diseases*, 164, 623-624.
- MORRIS, C.E.; MONIER, J.-M. (2003): The ecological significance of biofilm formation by plant-associated bacteria. *Annual Review of Phytopathology*, 41, 429-453.
- MUDRACK, K.; KUNST, S. (1994): Biologie der Abwasserreinigung. Gustav Fischer Verlag, 4. überarbeitete Auflage, Stuttgart, BR Deutschland, 204 S.
- MULLER, H.E. (1986): Occurrence and pathogenic role of *Morganella-Proteus-Providencia* group bacteria in human feces. *Journal of Clinical Microbiology*, 23, 404-405.
- MULLOY, K.B. (2001): Sewage workers: Toxic hazards and health effects. *Occupational Medicine*, 16, 23-38.
- MUNIESA, M.; JOFRE, J.; GARCÍA-ALJARO, C.; BLANCH A.R. (2006): Occurrence of *Escherichia coli* O157:H7 and other enterohemorrhagic *Escherichia coli* in the environment. *Environmental Science and Technology*, 40, 7141-7149.
- MURGA, R.; FORSTER, T.S.; BROWN, E.; PRUCKLER, J.M.; FIELDS, B.S.; DONLAN, R.M. (2001): Role of biofilms in the survival of *Legionella pneumophila* in a model potable-water system. *Microbiology*, 147, 3121-3126.
- MYLLYMÄKI, A. (1995): Anticoagulant resistance in Europe: Appraisal of the data from the 1992 EPPO questionnaire. *Pesticide Science*, 43, 69-72.
- NEIS, C. (2008): Sublytische Effekte von Suilysin auf Epithelzellen und deren Konsequenzen für die Invasion von *Streptococcus suis*. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 145 S.
- NEMATI, M.; HERMANS, K.; DEVRIESE, L.A.; MAES, D.; HAESBROUCK, F. (2009): Screening of genes encoding adhesion factors and biofilm formation in *Staphylococcus aureus* isolates from poultry. *Avian Pathology*, 38, 513-517.
- NEU, H.C. (1985): Infections due to Gram-negative bacteria: An overview. *Reviews of Infectious Diseases*, 7, Suppl. 4, S778-S782.

- NICAS, M.; HUBBARD, A. (2002): A risk analysis for airborne pathogens with low infectious doses: Application to respirator selection against *Coccidioides immitis* spores. *Risk Analysis*, 22, 1153-1163.
- NICAS, M.; NAZAROFF, W.W.; HUBBARD, A. (2005): Toward understanding the risk of secondary airborne infection: Emission of respirable pathogens. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 2, 143-154.
- NYGÅRD, K.; WERNER-JOHANSEN, Ø.; RØNSEN, S.; CAUGANT, D.A.; SIMONSEN, Ø.; KANESTRØM, A.; ASK, E.; RINGSTAD, J.; ØDEGÅRD, R.; JENSEN, T.; KROGH, T.; HØIBY, E.A.; RAGNHILDSTVEIT, E.; AABERGE, I.S.; AAVITSLAND, P. (2008): An outbreak of Legionnaires disease caused by long-distance spread from an industrial air scrubber in Sarpsborg, Norway. *Clinical Infectious Diseases*, 46, 61-69.
- OBASI, O.L., RAJI, M.A., ADOGWA, T., NATALA, A.J. (2001): The effects of climate factors on the occurrence and gross pathological lesions in bacterial pneumonia of ovine and caprine hosts in Zaria, Nigeria. *Global Journal of Pure and Applied Sciences*, 7, 57-60.
- OHNISHI, H.; YOKOYAMA, A.; HAMADA, H.; MANABE, S.; ITO, R.; WATANABE, A.; KATAYAMA, H.; YASUHARA, Y.; IKEZOE, J.; HIGAKI, J. (2002): Humidifier lung: Possible contribution of endotoxin-induced lung injury. *Internal Medicine*, 41, 1179-1182.
- OLENCHOCK, S. A. (1994): Health effects of biological agents: The role of endotoxins. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, 9, 62-64.
- OLSEN, J.S.; AARSKAUG, T.; THRANE, I.; POURCEL, C.; ASK, E.; JOHANSEN, G.; WAAGEN, V.; BLATNY, J.M. (2010): Alternative routes for dissemination of *Legionella pneumophila* causing three outbreaks in Norway. *Environmental Science and Technology*, 44, 8712-8717.
- OPPLIGER, A.; HILFIKER, S.; VU DUC, T. (2005): Influence of seasons and sampling strategy on assessment of bioaerosols in sewage treatment plants in Switzerland. *The Annals of Occupational Hygiene*, 49, 393-400.
- ORDOQUI, E.; ORTA, M.; ARANZÁBAL, A.; MARTINEZ, M.C.; IDOATE, F.; TRUJILLO, M.J.; ZUBELDIA, J.M.; BAEZA, M.L. (2000): Extrinsic allergic alveolitis due to exposure to an ultrasound humidifier. *Alergología e Inmunología Clínica*, 15, 400-404.
- OSTERHOLM, M.T.; CHIN, T.D.; OSBORNE, D.O.; DULL, H.B.; DEAN, A.G.; FRASER, D.W.; HAYES, P.S.; HALL, W.N. (1983): A 1957 outbreak of Legionnaires' disease associated with a meat packing plant. *American Journal of Epidemiology*, 117, 60-67.
- O'SULLIVAN, D.J.; O'GARA, F. (1992): Traits of fluorescent *Pseudomonas* spp. involved in suppression of plant root pathogens. *Microbiological Reviews*, 56, 662-676.
- OTTO, M. (2008): Staphylococcal biofilms. *Current Topics in Microbiology and Immunology*, 322, 207-228.
- OYEKA, C.A.; UGWU, L.O. (2002): Fungal flora of human toe webs. *Mycoses*, 45, 488-491.

- PALMER, C.J.; BONILLA, G.F.; ROLL, B.; PASZKO-KOLVA, C.; SANGERMANO, L.R.; FUJIOKA, R.S. (1995): Detection of *Legionella* species in reclaimed water and air with the EnviroAmp *Legionella* PCR kit and direct fluorescent antibody staining. *Applied and Environmental Microbiology*, 61, 407-412.
- PALMER, C.J.; TSAI, Y.-L.; PASZKO-KOLVA, C.; MAYER, C.; SANGERMANO, L.R. (1993): Detection of *Legionella* species in sewage and ocean water by polymerase chain reaction, direct fluorescent-antibody, and plate culture methods. *Applied and Environmental Microbiology*, 59, 3618-3624.
- PANIAGUA, C.; ARGÜELLO-VILLARES, J.L.; ARIAS, M.A.; HERREROS, M. (1998): *Aeromonas hydrophila* associated with severe outbreak of infection in farmed rabbits. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 201, 423-430.
- PARKER, B.C.; FORD, M.A.; GRUFT, H.; FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup> (1983): Epidemiology of infection by nontuberculous mycobacteria. IV. Preferential aerosolization of *Mycobacterium intracellulare* from natural waters. *The American Review of Respiratory Disease*, 128, 652-656.
- PARSEK, M.R.; SINGH, P.K. (2003): Bacterial biofilms: An emerging link to disease pathogenesis. *Annual Review of Microbiology*, 57, 677-701.
- PASCUAL, L.; PÉREZ-LUZ, S.; YÁÑEZ, M.A.; SANTAMARÍA, A.; GIBERT, K.; SALGOT, M.; APRAIZ, D.; CATALÁN, V. (2003): Bioaerosol emission from wastewater treatment plants. *Aerobiologia*, 19, 261-270.
- PATENTALAKIS, N.; PANTIDOU, A.; KALOGERAKIS, N. (2008): Determination of enterobacteria in air and wastewater samples from a wastewater treatment plant by epi-fluorescence microscopy. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 8, 107-115.
- PEIGHAMBARI, S.M.; JULIAN, R.J.; GYLES, C.L. (2000): Experimental *Escherichia coli* respiratory infection in broilers. *Avian Diseases*, 44, 759-769.
- PELEG, A.Y.; SEIFERT, H.; PATERSON, D.L. (2008): *Acinetobacter baumannii*: Emergence of a successful pathogen. *Clinical Microbiology Reviews*, 21, 538-582.
- PELZ, H.-J.; HÄNISCH, D.; LAUENSTEIN, G. (1995): Resistance to anticoagulant rodenticides in Germany and future strategies to control *Rattus norvegicus*. *Pesticide Science*, 43, 61-67.
- PELZ, H.-J.; KLEMMANN, N. (2004): Rat control strategies in organic pig and poultry production with special reference to rodenticide resistance and feeding behaviour. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 52, 173-184.
- PELZ, H.-J.; ROST, S.; HÜNERBERG, M.; FREGIN, A.; HEIBERG, A.C.; BAERT, K.; MACNICOLL, A.D.; PRESCOTT, C.V.; WALKER, A.S.; OLDENBURG, J.; MÜLLER, C.R. (2005): The genetic basis of resistance to anticoagulants in rodents. *Genetics*, 170, 1839-1847.
- PERAICA, M.; RADIĆ, B.; LUCIĆ, A.; PAVLOVIĆ, M. (1999): Toxic effects of mycotoxins in humans. *Bulletin of the World Health Organization*, 77, 754-766.

- PIERSIMONI, C.; ZITTI, P.; MAZZARELLI, G.; MARIOTTINI, A.; NISTA, D.; ZALLOCCO, D. (2004): *Mycobacterium triplex* pulmonary disease in immunocompetent host. *Emerging Infectious Diseases*, 10, 1859-1862.
- PINTO, V.; TELENTI, M.; DE QUIRÓS, J.F.B., PALOMO, C. (1999): Two cases of fatal transfusion-associated bacterial sepsis provoked by *Providencia rettgeri*. *Haematologica*, 84, 1051-1052.
- PLANK, R.; DEAN, D. (2000): Overview of the epidemiology, microbiology, and pathogenesis of *Leptospira* spp. in humans. *Microbes and Infection*, 2, 1265-1276.
- PLEISCHL, S.; ENGELHART, S.; EXNER, M. (2001a): Arbeitspapier Legionellose; Medizinische und umwelthygienische Gesichtspunkte. Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit, Universität Bonn, 21 S. [http://www.hygiene.rub.uni-bochum.de/ghu/Aktuelles/Arbeitspapier\\_Legionellose\\_11\\_07\\_2001.pdf](http://www.hygiene.rub.uni-bochum.de/ghu/Aktuelles/Arbeitspapier_Legionellose_11_07_2001.pdf)
- PLEISCHL, S.; ENGELHART, S.; EXNER, M. (2001b): Klinische und rechtliche Aspekte der Prävention und Kontrolle von *Legionella*-Infektionen. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, 6, 193-201.
- PLETSCHER, C. (2007): Fallbericht einer *Streptococcus suis* Endokarditis. Medizinische Mitteilungen 78, Schweizerische Unfallversicherungsanstalt SUVA (Hrsg.), Schweiz, 71-73.  
[https://www.sapp1.suva.ch/sap/public/bc/its/mimes/zwawso/99/pdf/02869\\_78\\_d.pdf](https://www.sapp1.suva.ch/sap/public/bc/its/mimes/zwawso/99/pdf/02869_78_d.pdf)
- PODSCHUN, R. (1991): Isolation of *Klebsiella terrigena* from human feces: Biochemical reactions, capsule type, and antibiotic sensitivity. *Zentralblatt für Bakteriologie*, 275, 73-78.
- PODSCHUN, R.; PIETSCH, S.; HÖLLER, C.; ULLMANN, U. (2001): Incidence of *Klebsiella* species in surface waters and their expression of virulence factors. *Applied and Environmental Microbiology*, 67, 3325-3327.
- PODSCHUN, R.; ULLMANN, U. (1992): Isolation of *Klebsiella terrigena* from clinical specimens. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 11, 349-352.
- POFFÉ, R.; OP DE BEECK, E. (1991): Enumeration of *Aeromonas hydrophila* from domestic wastewater treatment plants and surface waters. *Journal of Applied Bacteriology*, 71, 366-370.
- PONGRATZ, A., SCHWARZKOPF, A.; HAHN, H.; HEESEMANN, J.; KARCH, H.; DÖLL, W. (1994): Zum Einfluß von Rohmaterialien des Trinkwassernetzes auf die Legionellenhäufigkeit in einem Klinikum. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 195, 483-488.
- PRAZMO, Z.; KRYSINSKA-TRACZYK, E.; SKORSKA, C.; SITKOWSKA, J.; CHOLEWA, G.; DUTKIEWICZ, J. (2003): Exposure to bioaerosols in a municipal sewage treatment plant. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 10, 241-248.
- PRESTERL, E.; GRISOLD, A.J.; REICHMANN, S.; HIRSCHL, A.M.; GEORGOPOULOS, A.; GRANINGER, W. (2005): Viridans streptococci in endocarditis and neutropenic sepsis: Biofilm formation and effects of antibiotics. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 55, 45-50.

- PRIMIANO, F.P., SAIDEL, G.M.; MONTAGUE, F.W., KRUSE, K.L.; GREEN, C.G., HOROWITZ, J.G. (1988): Water vapour and temperature dynamics in the upper airways of normal and CF subjects. *The European Respiratory Journal*, 1, 407-414.
- PRIMM, T.P.; LUCERO, C.A.; FALKINHAM, J.O. (2004): Health impacts of environmental mycobacteria. *Clinical Microbiological Reviews*, 17, 98-106.
- PRZYBULEWSKA, K., CZUPRYNIAK, M. (2006): Microbial quality of air in various seasons under the influence of emissions from sewage treatment plant. *Environment Protection Engineering*, 32, 25-30.
- QUIGNON, F.; KIENE, L.; SCHWARTZBROD, L. (1997): Poliovirus-1 inactivation and interaction with biofilm: A pilot-scale study. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 978-982.
- RABE, R.; BECKER, M. (2000): Emissionen von Pilzsporen aus Biofiltern von Kompostwerken. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 60, 168-170.
- RADOSAVLJEVIC, M.; KOENIG, H.; LETSCHER-BRU, V.; WALLER, J.; MALOISEL, F.; LIOURE, B.; HERBRECHT, R. (1999): *Candida catenulata* fungemia in a cancer patient. *Journal of Clinical Microbiology*, 37, 475-477.
- RAHAL, J.J. (2000): Extended-spectrum  $\beta$ -lactamases: How big is the problem ? *Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 6 (Suppl. 2), 2-6.
- RAMAGE, G.; MOWAT, E.; JONES, B.; WILLIAMS, C.; LOPEZ-RIBOT, J. (2009): Our current understanding of fungal biofilms. *Critical Reviews in Microbiology*, 35, 340-355.
- RANALLI, G.; PRINCIPI, P.; SORLINI, C. (2000): Bacterial aerosol emission from wastewater treatment plants: Culture methods and bio-molecular tools. *Aerobiologia*, 16, 39-46.
- RANDALL, C., LEDBETTER, J.O. (1966): Bacterial air pollution from activated sludge units. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 27, 506-519.
- RATHINAM, S.R. (2002): Ocular leptospirosis. *Current Opinion in Ophthalmology*, 13, 381-386.
- REGNATH, T.; KREUTZBERGER M.; ILLING, S.; OEHME, R.; LIESENFELD, O. (2004): Prevalence of *Pseudomonas aeruginosa* in households of patients with cystic fibrosis. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207, 585-588.
- REINA, J.; GIL, J.; SALVA, F., GOMEZ, J., ALOMAR, P. (1990): Microbiological characteristics of *Weeksella virosa* (formerly CDC group II<sub>f</sub>) isolated from the human genitourinary tract. *Journal of Clinical Microbiology*, 28, 2357-2359.
- REINHARDT, J.F.; RUANE, P.J.; WALKER, L.J.; GEORGE, W.L. (1985): Intravenous catheter-associated fungemia due to *Candida rugosa*. *Journal of Clinical Microbiology*, 22, 1056-1057.
- REKHA, B.S., KRISHNAPPA, G. (2001): Bacterial flora in canine pyometra. *Indian Veterinary Journal*, 78, 773-774.



- REMUS, R.; RUPPEL, S.; JACOB, H.-J.; HECHT-BUCHHOLZ, C.; MERBACH, W. (2000): Colonization behaviour of two enterobacterial strains on cereals. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 550–557.
- REPONEN, T.; WILLEKE, K.; ULEVICIUS, V.; REPONEN, A.; GRINSHUPN, S.A. (1996): Effect of relative humidity on the aerodynamic diameter and respiratory deposition of fungal spores. *Atmospheric Environment*, 30, 3967–3974.
- REYNOLDS, K.A. (2005): Aerosol and contact routes of microbial disease transmission at the point of use. *Water Conditioning and Purification Magazine*, 47 (3), 36–38.  
<http://www.wcponline.com/PDF/0305%20microbial%20disease.pdf>
- REYNOLDS, S.J.; THORNE, P.S.; DONHAM, K.J.; CROTEAU, E.A.; KELLY, K.M.; LEWIS, D.; WHITMER, M.; HEEDERICK, D.J.J.; DOUWES, J.; CONNAUGHTON, I.; KOCH, S.; MALMBERG, P.; LARSSON, B.-M.; MILTON, D.K. (2002): Comparison of endotoxin assays using agricultural dusts. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 63, 430–438.
- RICALDI, J.N.; VINETZ, J.M. (2006): Leptospirosis in the tropics and in travelers. *Current Infectious Disease Reports*, 8, 51–58.
- RICHARD, J.L. (2007): Some major mycotoxins and their mycotoxicoses—An overview. *International Journal of Food Microbiology*, 119, 3–10.
- RISTOW, P.; BOURHY, P.; KERNEIS, S.; SCHMITT, C.; PREVOST, M.C.; LILENBAUM, W.; PICARDEAU, M. (2008): Biofilm formation by saprophytic and pathogenic leptospires. *Microbiology*, 154, 1309–1317.
- RÖMLING, U.; WINGENDER, J.; MÜLLER, H.; TUMMLER, B. (1994): A major *Pseudomonas aeruginosa* clone common to patients and aquatic habitats. *Applied and Environmental Microbiology*, 60, 1734–1738.
- RKI (2001): Leptospirose als importierte Erkrankung aus der Dominikanischen Republik. *Epidemiologisches Bulletin des Robert Koch Instituts*, 27, 198.
- RKI (2006): Leptospirose bei zwei Sportlern nach Triathlons in Baden-Württemberg. *Epidemiologisches Bulletin des Robert Koch Instituts*, 38, 329.
- RKI (2008): Die Rückkehr des Feldfiebers in Deutschland: *Leptospira*-Grippytyphosa-Ausbruch unter Erdbeerpflückern. *Epidemiologisches Bulletin des Robert Koch Instituts*, 11, 85–88.
- ROGERS, J.; DOWSETT, A.B.; DENNIS, P.J.; LEE, J.V.; KEEVIL, C.W. (1994): Influence of temperature and plumbing material selection on biofilm formation and growth of *Legionella pneumophila* in a model potable water system containing complex microbial flora. *Applied and Environmental Microbiology*, 60, 1585–1592.
- ROGERS, J.; KEEVIL, C.W. (1992): Immunogold and fluorescein immunolabelling of *Legionella pneumophila* within an aquatic biofilm visualized by using episcopic differential interference contrast microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*, 58, 2326–2330.

- ROLLE, M.; MAYR, A. (1984): Medizinische Mikrobiologie, Infektions- und Seuchenlehre für Tierärzte, Biologen und Agrarwissenschaftler. Enke Verlag, Stuttgart, BR Deutschland, 1030 S.
- ROLLE, M.; MAYR, A. (1993): Medizinische Mikrobiologie, Infektions- und Seuchenlehre. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, BR Deutschland, 887 S.
- ROOSTITA, R.; FLEET, G.H. (1996): Growth of yeasts in milk and associated changes to milk composition. *International Journal of Food Microbiology*, 31, 205-219.
- ROSE, C.S. (1992): Water-related lung diseases. *Occupational Medicine*, 7, 271-286.
- ROSE, C.S.; MARTYNY, J.W.; NEWMAN, L.S.; MILTON, D.K.; KING, T.E.; BEEBE, J.L.; McCAMMON, J.B.; HOFFMAN, R.E.; KREISS, K. (1998): „Lifeguard lung“: Endemic granulomatous pneumonitis in an indoor swimming pool. *American Journal of Public Health*, 88, 1795-1800.
- ROSS, B.C.; JOHNSON, P.D.; OPPEDISANO, F.; MARINO, L.; SIEVERS, A.; STINEAR, T.; HAYMAN, J.A.; VEITCH, M.G.; ROBINS-BROWNE, R.M. (1997): Detection of *Mycobacterium ulcerans* in environmental samples during an outbreak of ulcerative disease. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 4135-4138.
- RUSIN, P.A.; ROSE, J.B.; GERBA, C.P. (1997): Health significance of pigmented bacteria in drinking water. *Water Science and Technology*, 35, 21-27.
- RYLANDER, R. (1999): Health effects among workers in sewage treatment plants. *Occupational and Environmental Medicine*, 56, 354-357.
- RYLANDER, R.; HAGLIND, P. (1984): Airborne endotoxins and humidifier disease. *Clinical Allergy*, 14, 109-112.
- RYLANDER, R.; HAGLIND, P.; LUNDHOLM, M.; MATTSBY, I.; STENQVIST, K. (1978): Humidifier fever and endotoxin exposure. *Clinical Allergy*, 8, 511-516.
- SABELNIKOV, A.; ZHUKOV, V.; KEMPE, R. (2006): Probability of real-time detection versus probability of infection for aerosolized biowarfare agents: A model study. *Biosensors and Bioelectronics*, 21, 2070-2077.
- SADOWSKY, M.; CHENG, H.H.; HALBACH, T. (1999): Biofilter microbes. Final project report, Contract no. 417121, University of Minnesota, USA, 15 pp. <http://www.bae.umn.edu/extens/manure/odor/Reports/biofilterpathogens.pdf>
- SAEGERMAN, C.; PUSSEMIER, L.; HUYGHEBAERT, A.; SCIPPO, M.-L.; BERKVEN, D. (2006): On-farm contamination of animals with chemical contaminants. *Revue Scientifique et Technique Office International des Epizooties*, 25, 655-673.
- SAKAMOTO, R.; OHNO, A.; NAKAHARA, T.; SATOMURA, K.; IWANAGA, S.; KOUYAMA, Y.; KURA, F.; KATO, N.; MATSUBAYASHI, K.; OKUMIYA, K.; YAMAGUCHI, K. (2009): *Legionella pneumophila* in rainwater on roads. *Emerging Infectious Diseases*, 15, 1295-1297.

- SAKANO, Y.; KERKHOF, L. (1998): Assessment of changes in microbial community structure during operation of an ammonia biofilter with molecular tools. *Applied and Environmental Microbiology*, 64, 4877-4882.
- SAKATA, T.; SODA, K.; ANDO, M.; SHIMAZU, K.; ARAKI, S. (1988): Experimental hypersensitivity pneumonitis in rabbits induced by *Trichosporon cutaneum*: Role of local cellular and humoral immune responses. *Journal of Clinical and Laboratory Immunology*, 25, 191-199.
- SALLES, J.F.; DE SOUZA, F.A.; VAN ELSAS, J.D. (2002): Molecular method to assess the diversity of *Burkholderia* species in environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 68, 1595-1603.
- SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; AGUILAR, M.I.; FENOILL, R.; ROIG, A. (2008): Effect of the aeration system on the levels of airborne microorganisms generated at wastewater treatment plants. *Water Research*, 42, 3739-3744.
- SANDSTRÖM, T.; BJERMER, L.; RYLANDER, R. (1992): Lipopolysaccharide (LPS) inhalation in healthy subjects increases neutrophils, lymphocytes and fibronectin levels in bronchoalveolar lavage fluid. *The European Respiratory Journal*, 5, 992-996.
- SAUL, S.C.; KHACHATOORIAN, T.; POORSATTAR, A.; MYEROWITZ, R.L.; GEYER, S.J.; PASCULLE, W.; HO, M. (1981): Opportunistic *Trichosporon* pneumonia. Association with invasive aspergillosis. *Archives of Pathology and Laboratory Medicine*, 105, 456-459.
- SAWYER, B.; RAO, K.C.; O'BRIEN, P.O.; ELENBOGEN, G.; ZENZ, D.R.; LUE-HING, C. (1996): Changes in bacterial aerosols with height above aeration tanks. *Journal of Environmental Engineering*, 5, 368-373.
- SCARLETT-KRANZ, J.M.; BABISH, J.G.; STRICKLAND, D.; LISK, D.J. (1987): Health among municipal sewage and water treatment workers. *Toxicology and Industrial Health*, 3, 311-319.
- SCHAEFER, B.; BRODHUN, B.; WISCHNEWSKI, N.; CHORUS, I. (2011): Legionellen im Trinkwasserbereich. Ergebnisse eines Fachgesprächs zur Prävention trinkwasserbedingter Legionellose. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 54, 671-679.
- SCHARF, P.; ZUCKER, B.-A.; MÜLLER, W. (2004): Effect of a bioscrubber on emissions of bioaerosols from a duck fattening unit. *Proceedings of the In-between Congress of the International Society of Animal Hygiene*, St. Malo, France, 11-13 Oct, 73-74.
- SCHOENEN, D.; SCHLÖMER, G. (1989): Mikrobielle Kontamination des Wassers durch Rohr- und Schlauchmaterialien: 3. Mitteilung: Verhalten von *E. coli*, *Citrobacter freundii* und *Klebsiella pneumoniae*. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 188, 475-480.
- SCHOENEN, D.; SCHULZE-RÖBBECKE, R.; SCHIRDEWAHN, N. (1988): Mikrobielle Kontamination von Wasser durch Rohr- und Schlauchmaterialien. 2. Mitteilung: Wachstum von *Legionella pneumophila*. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene. Serie B, Umwelthygiene, Krankenhaushygiene, Arbeitshygiene, präventive Medizin*, 186, 326-332.

- SCHOFIELD, G.M. (1985): A note on the survival of *Legionella pneumophila* in stagnant tap water. *Journal of Applied Bacteriology*, 59, 333-335.
- SCHOFIELD, G.M.; LOCCI, R. (1985): Colonization of components of a model hot water system by *Legionella pneumophila*. *Journal of Applied Bacteriology*, 58, 151-162.
- SCHUBERT, R.H.W. (2000): Intestinal cell adhesion and maximum growth temperature of psychrotrophic aeromonads from surface water. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203, 83-85.
- SCHUBERT, R.H.W.; HOLZ-BREMER, A. (1999): Cell adhesion of *Plesiomonas shigelloides*. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 202, 383-388.
- SCHUBERT, R.H.W.; PELZ, E. (1993): The occurrence of *Plesiomonas shigelloides* in water and mud of ponds. *Hygiene und Medizin*, 18, 148-152.
- SCHUBERT, R.H.W., PORSCH, G. (1998): The maximum growth temperature and human pathogenicity of psychrotrophic aeromonads. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 201, 199-203.
- SCHÜTZ, R. (1990): Die Befeuchterlunge als Berufskrankheit. *Schweizerische Rundschau Medizin*, 79, 87-88.
- SCHULZ, J.; HARTUNG, J. (2009): Nachweis von MRSA in Schweinestallluft mit Impingement und nachfolgender Membranfiltration. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 69, 348-352.
- SCHULZE-RÖBBECKE, R.; BUCHHOLTZ, K. (1992): Heat susceptibility of aquatic mycobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 58, 1869-1873.
- SEDEEK, S.R.; THABET, A.E.R. (2001): Some studies on bacterial causes of pneumonia in Assiut Governorate. *Assiut Veterinary Medical Journal*, 45, 243-255.
- SEEDORF, J.; HARTUNG, J. (1999): Untersuchungen zum Rückhaltevermögen eines Biofilters und eines Biowäschers für Bioaerosole an zwei Schweineställen. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 112, 444-447.
- SEEDORF, J.; HARTUNG, J. (2002): Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg., KTBL), Darmstadt, KTBL-Schrift 393, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster, 167 S.
- SEEDORF, J.; HARTUNG, J.; SCHRÖDER, M.; LINKERT, K.H.; PHILLIPS, V.R.; HOLDEN, M.R.; SNEATH, R.W.; SHORT, J.L.; WHITE, R.P.; PEDERSEN, S.; TAKAI, T.; JOHNSEN, J.O.; METZ, J.H.M.; KOERKAMP, P.W.G.; UENK, G.H.; WATHES, C.M. (1998): Concentrations and emissions of airborne endotoxins and microorganisms in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70, 97-109.
- SEIBT, M. (1998): Mündliche Mitteilung. In: Beurteilung und Kontrolle der biotechnologischen Wirksamkeit von Anlagen. Seminar des VDI-Bildungswerkes „Biologische Abluftreinigung. Planung-Betriebspraxis, 11.12.98, Düsseldorf, BR Deutschland.

- SEIFERT, H.S.H. (1992): Tropentierhygiene. Gustav Fischer Verlag, Jena, BR Deutschland, 479 S.
- SENKPIEL, K.; OHGKE, H. (1995): Aquatische Mikroorganismen in einem durch Düsenbefeuchter erzeugten Wasser-/Luft-Aerosol. *Forum Städte-Hygiene*, 46, 297-300.
- SENNEKAMP, H.-J. (2001): Exogen-allergische Alveolitis. In: Handbuch der Arbeitsmedizin. Arbeitsphysiologie-Arbeitspathologie-Prävention; Konietzko, J.; Dupuis, H. (Hrsg.); Band 3, ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg, BR Deutschland, 39 S.
- SEO, Y.-S.; LEE, D.Y.; RAYAMAHJI, N.; KANG, M.L.; YOO, H.S. (2008): Biofilm-forming associated genotypic and phenotypic characteristics of *Staphylococcus* spp. isolated from animals and air. *Research in Veterinary Science*, 85, 433-438.
- SETHI, S.; SHARMA, N.; KAKKAR, N.; TANEJA, J.; CHATTERJEE, S.S.; BANGA, S.S.; SHARMA, M. (2010): Increasing trends of leptospirosis in northern India: A clinico-epidemiological study. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 4, e579.
- SEURI, M.; KOIVUNEN, J.; GRANFORS, K.; HEINONEN-TANSKI, H. (2005): Work-related symptoms and *Salmonella* antibodies among wastewater treatment plant workers. *Epidemiology and Infection*, 133, 603-609.
- SEYFRIED, P.L.; TOBIN, R.S.; BROWN, N.E.; NESS, P.F. (1985): A prospective study of swimming-related illness. II. Morbidity and the microbiological quality of water. *American Journal of Public Health*, 75, 1071-1075.
- SGM (2002): Biofilms. Society for General Microbiology, Reading, UK. <http://microbiologyonline.org.uk/forms/Biofilm.pdf>
- SHAFFER, B.T.; LIGHTHART, B. (1997): Survey of culturable airborne bacteria at four diverse locations in Oregon: Urban, rural, forest, and coastal. *Microbial Ecology*, 34, 167-177.
- SHELTON, B.G.; FLANDERS, W.D.; MORRIS, G.K. (1999): *Mycobacterium* sp. as a possible cause of hypersensitivity pneumonitis in machine workers. *Emerging Infectious Diseases*, 5, 270-273.
- SHENEP, J.L. (2000): Viridans-group streptococcal infections in immunocompromised hosts. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 14, 129-135.
- SHIMIZU, A.; OZAKI, J.; KAWANO, J.; SAITOH, Y.; KIMURA, S. (1992): Distribution of *Staphylococcus* species on animal skin. *Journal of Veterinary Medical Science*, 54, 355-357.
- SILVANOSE, C.D.; BAILEY, T.A.; NALDO, J.L.; HOWLETT, J.C. (2001): Bacterial flora of the conjunctiva and nasal cavity in normal and diseased captive bustards. *Avian Diseases*, 45, 447-451.
- SINGH, R.; STINE, O.C.; SMITH, D.L.; SPITZNAGEL, J.K., JR; LABIB, M.E.; WILLIAMS, H.N. (2003): Microbial diversity of biofilms in dental unit water systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 3412-3420.



- SKRABER, S.; OGORZALY, L.; HELMI, K.; MAUL, A.; HOFFMANN, L.; CAUCHIE, H.M.; GANTZER, C. (2009): Occurrence and persistence of enteroviruses, noroviruses and F-specific RNA phages in natural wastewater biofilms. *Water Research*, 43, 4780-4789.
- SLAVIKOVA, E.; VADKERTIOVA, R. (1995): Yeasts and yeast-like organisms isolated from fish-pond waters. *Acta Microbiologica Polonica*, 44, 181-189.
- SLOSAREK, M.; KUBIN, M.; POKORNY, J. (1994): Water as a possible factor of transmission in mycobacterial infections. *Central European Journal of Public Health*, 2, 103-105.
- SMIT, L.A.M.; HEEDERIK, D.; DOEKES, G.; BLOM, C.; VAN ZWEDEN, I.; WOUTERS, I.M. (2008): Exposure-response analysis of allergy and respiratory symptoms in endotoxin exposed adults. *European Respiratory Journal*, 31, 1241-1248.
- SMIT, L.A.; SPAAN, S.; HEEDERIK, D. (2005): Endotoxin exposure and symptoms in wastewater treatment workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 48, 30-39.
- SMITH, J.; ASHHURST-SMITH, C.; NORTON, R. (2002): *Pseudomonas fluorescens* pseudobacteraemia: A cautionary lesson. *Journal of Paediatrics and Child Health*, 38, 63-65.
- SMITH, L.; CARROLL, K.; MOTTICE, S. (1993): Comparison of membrane filters for recovery of legionellae from water samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 59, 344-346.
- SMITH, K.; PEREZ, A.; RAMAGE, G.; LAPPIN, D.; GEMMELL, C.G.; LANG, S. (2008): Biofilm formation by Scottish clinical isolates of *Staphylococcus aureus*. *Journal of Medical Microbiology*, 57, 1018-1023.
- SMITH, B.P.; ROBINSON, R.C. (1981): Studies of an outbreak of *Corynebacterium equi* pneumonia in foals. *Equine Veterinary Journal*, 13, 223-228.
- SPAAN, S.; SMIT, L.A.M.; EDUARD, W.; LARSSON, L.; ARTS, H.J.J.M.; WOUTERS, I.M.; HEEDERIK, D.J.J. (2008): Endotoxin exposure in sewage treatment workers: Investigation of exposure variability and comparison of analytical techniques. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 15, 251-261.
- SPENCER, J.L.; GUAN, J. (2004): Public health implications related to spread of pathogens in manure from livestock and poultry operations. *Methods in Molecular Biology*, 268, 503-515.
- STARK, K.; NIEDRIG, M.; BIEDERBICK, W.; MERKERT, H.; HACKER, J. (2009): Die Auswirkungen des Klimawandels. Welche neuen Infektionserkrankungen und gesundheitlichen Probleme sind zu erwarten? *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 52, 699-714.
- STAMPI, S.; ZANETTI, F.; CRESTANI, A.; DE LUCA, G. (2000): Occurrence and seasonal variation of airborne Gram negative bacteria in a sewage treatment plant. *Microbiologica*, 23, 97-104.

- STEELE, T.W.; LANSER, J.; SANGSTER, N. (1990): Isolation of *Legionella longbeachae* serogroup 1 from potting mixes. *Applied and Environmental Microbiology*, 56, 49-53.
- STEWART, J.R.; GAST, R.J.; FUJIOKA, R.S.; SOLO-GABRIELE, H.M.; MESCHKE, J.S., AMARAL-ZETTLER, L.A.; DEL CASTILLO, E.; POLZ, M.F.; COLLIER, T.K.; STROM, M.S.; SINIGALLIANO, C.D.; MOELLER, P.D., HOLLAND, A.F. (2008): The coastal environment and human health: Microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. *Environmental Health*, 7, Suppl. 2, S3, 14 pp.
- STOJEK, N.M.; DUTKIEWICZ, J. (2002): *Legionella* in sprinkling water as a potential occupational risk factor for gardeners. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 9, 261-264.
- STOREY, M.V.; ASHBOLT, N.J. (2003): Enteric virions and microbial biofilms – a secondary source of public health concern? *Water Science and Technology*, 48, 97-104.
- STOUT, J.E.; YU, V.L.; BEST, M.G. (1985): Ecology of *Legionella pneumophila* within water distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 49, 221-228.
- STOUT, J.E.; YU, V.L.; YEE, Y.C.; VACCARELLO, S.; DIVEN, W.; LEE, T.C. (1992): *Legionella pneumophila* in residential water supplies: Environmental surveillance with clinical assessment for Legionnaires' disease. *Epidemiology and Infection*, 109, 49-57.
- STRAUCH, D. (1996): Keimübertragung und Arbeitsschutz bei der biologischen Abfallbehandlung. *AbfallwirtschaftsJournal*, 9, 13-16.
- SUGAR, A.M., STEVENS, D.A. (1985): *Candida rugosa* in immunocompromised infection. Case reports, drug susceptibility, and review of the literature. *Cancer*, 56, 318-320.
- SURMAN, S.B.; MORTON, L.H.G., KEEVIL, C.W. (1999): Growth of *Legionella pneumophila* in aquatic biofilms is not dependent on intracellular multiplication. In: Biofilms in the aquatic environment; Keevil, C.W.; Godfree, A.; Holt, D.; Dow, C.S. (eds.); Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, 160-170.
- SZE TO, G.N.; CHAO, C.Y.H. (2010): Review and comparison between the Wells-Riley and dose-response approaches to risk assessment of infectious respiratory diseases. *Indoor Air*, 20, 2-16.
- SZEWZYK, U.; MANZ, W.; AMANN, R.; SCHLEIFER, K.-H., STENSTRÖM, T.-A. (1994): Growth and *in situ* detection of a pathogenic *Escherichia coli* in biofilms of a heterotrophic water-bacterium by use of 16S- and 23S-rRNA directed fluorescent oligonucleotide probes. *FEMS Microbiology Ecology*, 13, 169-176.
- SZEWZYK, U.; SZEWZYK, R.; MANZ, W.; SCHLEIFER, K.-H. (2000): Microbiological safety of drinking water. *Annual Review of Microbiology*, 54, 81-127.
- SZYMANSKA, J. (2004): Risk of exposure to *Legionella* in dental practice. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 11, 9-12.

- TANNER, B.J.; BROOKS, J.P.; GERBA, C.P.; HAAS, C.N.; JOSEPHSON, K.L.; PEPPER, I.L. (2008): Estimated occupational risk from bioaerosols generated during land application of class B biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 37, 2311-2321.
- TELTSCH, B.; KATZENELSON, E. (1978): Airborne enteric bacteria and viruses from spray irrigation with wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 35, 290-296.
- TEMMERMAN, R.; VERVAEREN, H.; NOSEDA, B.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. (2006): Necrotrophic growth of *Legionella pneumophila*. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 4323-4328.
- TENHAGEN, B.-A.; FETSCH, A.; BRÄUNIG, J.; KÄSBOHRER, A. (2008): Methicillin-resistente *Staphylococcus aureus* (MRSA) von Nutztieren. *Deutsches Tierärzteblatt*, 56, 1177-1184.
- TEUNIS, P.F.M.; HAVELAAR, A.H. (2000): The beta Poisson dose-response model is not a single-hit model. *Risk Analysis*, 20, 513-520.
- TEUNIS, P.F.M.; NAGELKERKE, N.J.D.; HAAS, C.N. (1999): Dose response models for infectious gastroenteritis. *Risk Analysis*, 19, 1251-1260.
- THAMM, B. (2000): Untersuchungen zur Prävalenz und pathogenen Bedeutung enterohämorrhagischer, enteroaggregativer und enteroinvasiver *Escherichia coli* beim Hund. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland.
- THERON, J., CLOETE, T.E. (2002): Emerging waterborne infections: Contributing factors, agents, and detection tools. *Critical Reviews in Microbiology*, 28, 1-26.
- THIEMANN, G. (1992): Toxinbildende Pilze in der Stallluft. Bericht des 4. Hohenheimer Seminars „Aktuelle Zoonosen“, Deutsche Veterinärmedizinische Gesellschaft, 16./17. September, Stuttgart-Hohenheim, 99-102.
- THOMAS, J.M.; ASHBOLT, N.J. (2011): Do free-living amoebae in treated drinking water systems present an emerging health risk? *Environmental Science and Technology*, 45, 860-869.
- THOMAS, V.; McDONNELL, G. (2007): Relationship between mycobacteria and amoebae: Ecological and epidemiological concerns. *Letters in Applied Microbiology*, 45, 349-357.
- THOMAS, R.J.; WEBBER, D.; SELLORS, W.; COLLINGE, A.; FROST, A.; STAGG, A.J.; BAILEY, S.C.; JAYASEKERA, P.N.; TAYLOR, R.R.; ELEY, S.; TITBALL, R.W. (2008): Characterization and deposition of respirable large- and small-particle bioaerosols. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 6437-6443.
- THORN, J.; BEIJER, L. (2004): Work-related symptoms and inflammation among sewage plant operatives. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 10, 84-89.
- THORN, J.; BEIJER, L.; JONSSON, T.; RYLANDER, R. (2002a): Measurement strategies for the determination of airborne bacterial endotoxin in sewage treatment plants. *The Annals of Occupational Hygiene*, 46, 549-554.

- THORN, J.; BEIJER, L.; RYLANDER, R. (2002b): Work related symptoms among sewage workers: A nationwide survey in Sweden. *Occupational and Environmental Medicine*, 59, 562-566.
- THORN, J.; KERÉKES, E. (2001): Health effects among employees in sewage treatment plants: A literature survey. *American Journal of Industrial Medicine*, 40, 170-179.
- THORN, J.; RYLANDER, R. (1998): Inflammatory response after inhalation of bacterial endotoxin assessed by the induced sputum technique. *Thorax*, 53, 1047-1052.
- THORNE, P.S. (2000): Inhalation toxicology models of endotoxin- and bioaerosol-induced inflammation. *Toxicology*, 152, 13-23.
- THORODDSEN, S.T.; ETOH, T.G.; TAKEHARA, K. (2003): Air entrapment under an impacting drop. *Journal of Fluid Mechanics*, 478, 125-134.
- TIMMIS, K.N. (2002): *Pseudomonas putida*: A cosmopolitan opportunist *par excellence*. *Environmental Microbiology*, 4, 779-781.
- TIRKKONEN, T.; PAKARINEN, J.; MOISANDER, A.M.; MÄKINEN, J.; SOINI, H.; ALI-VEHMAS, T. (2007): High genetic relatedness among *Mycobacterium avium* strains isolated from pigs and humans revealed by comparative IS1245 RFLP analysis. *Veterinary Microbiology*, 125, 175-181.
- TIRKKONEN, T.; PAKARINEN, J.; RINTALA, E.; ALI-VEHMAS, T.; MARTTILA, H.; PELTONIEMI, O.A.T.; MÄKINEN, J. (2010): Comparison of variable-number tandem-repeat markers typing and IS1245 restriction fragment length polymorphism fingerprinting of *Mycobacterium avium* subsp. *hominissuis* from human and porcine origins. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 52, 21, 6 pp.
- TODAR, K. (2002): The bacterial flora of humans. University of Wisconsin-Madison, Department of Bacteriology, USA. <http://www.bact.wisc.edu/bact303/bact303normalflora>
- TOMICH, M.; HERFST, C.A.; GOLDEN, J.W.; MOHR, C.D. (2002): Role of flagella in host cell invasion by *Burkholderia cepacia*. *Infection and Immunity*, 70, 1799-1806.
- TORII, K.; NODA, Y.; MIYAZAKI, Y.; OHTA, M. (2003): An unusual outbreak of infusion-related bacteremia in a gastrointestinal disease ward. *Japanese Journal of Infectious Diseases*, 56, 177-178.
- TORTOLI, E. (2009): Clinical manifestations of nontuberculous mycobacteria infections. *Clinical Microbiology and Infection*, 15, 906-910.
- TRBA 460 (2002): Einstufung von Pilzen in Risikogruppen. Technische Regeln für Biologische Arbeitsstoffe, Ausgabe Oktober 2002. Ausschuß für biologische Arbeitsstoffe, Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Dortmund, BR Deutschland, 13 S.

TRBA 466 (2010): Einstufung von Prokaryonten (Bacteria und Archaea) in Risikogruppen. Technische Regeln für Biologische Arbeitsstoffe, Ausgabe Dezember 2010. Ausschuß für biologische Arbeitsstoffe, Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Dortmund, BR Deutschland, 253 S.

TREDER, W., TILKES, F.; EIKMANN, TH. (2001): Mikrobiologische Befunde aus Untersuchungen von Autowaschkabinen. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, 6, 33-41.

TRINKWASSERVERORDNUNG (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, vom 21. Mai 2001, BR Deutschland, in der Fassung vom 28. November 2011.

TRUEBA, G.; ZAPATA, S.; MADRID, K.; CULLEN, P.; HAAKE, D. (2004): Cell aggregation: A mechanism of pathogenic *Leptospira* to survive in fresh water. *International Microbiology*, 7, 35-40.

TUNKEL, A.R.; SEPKOWITZ, K.A. (2002): Infections caused by viridans streptococci in patients with neutropenia. *Clinical Infectious Diseases*, 34, 1524-1529.

ULRICH, R.G.; HECKEL, G.; PELZ, H.-J.; WIELER, L.H.; NORDHOFF, M.; DOBLER, G.; FREISE, J.; MATUSCHKA, F.-R.; JACOB, J.; SCHMIDT-CHANASIT, J.; GERSTENGARBE, F.W.; JÄKEL, T.; SÜSS, J.; EHLERS, B.; NITSCHKE, A.; KALLIES, R.; JOHNE, R.; GÜNTHER, S.; HENNING, K.; GRUNOW, R.; WENK, M.; MAUL, L.C.; HUNFELD, K.-P.; WÖLFEL, R.; SCHARES, G.; SCHOLZ, H.C.; BROCKMANN, S.O.; PFEFFER, M.; ESSBAUER, S.S. (2009): Nagetiere und Nagetierassoziierte Krankheitserreger. Das Netzwerk „Nagetierübertragene Pathogene“ stellt sich vor. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 52, 352-369.

URBAN, J.E., BROCE, A. (1998): Flies and their bacterial loads in Greyhound dog kennels in Kansas. *Current Microbiology*, 36, 164-170.

VANASCO, N.B.; SCHMELING, M.F.; LOTTESBERGER, J.; COSTA, F.; KO, A.I.; TARABLA, H.D. (2008): Clinical characteristics and risk factors of human leptospirosis in Argentina (1999–2005). *Acta Tropica*, 107, 255-258.

VAN ASPEREN, I.A.; DE ROVER, C.M.; SCHIJVEN, J.F.; OETOMA, S.B.; SCHELLEKENS, J.F.P.; VAN LEEUWEN, N.J.; COLLE, C.; HAVELAAR, A.H.; KROMHOUT, D.; SPRENGER, M.W.J. (1995): Risk of otitis externa after swimming in recreational fresh water lakes containing *Pseudomonas aeruginosa*. *British Medical Journal*, 311, 1407-1410.

VAN CLEEF, B.A., BROENS, E.M.; VOSS, A., HUIJSDENS, X.W.; ZÜCHNER, L.; VAN BENTHEM, B.H., KLUYTMANS, J.A.; MULDER, M.N.; VAN DE GIESSEN, A.W. (2010a): High prevalence of nasal MRSA carriage in slaughterhouse workers in contact with live pigs in The Netherlands. *Epidemiology and Infection*, 138, 756-763.

VAN CLEEF, B.A.; VERKADE, E.J.; WULF, M.W.; BUITING, A.G.; VOSS, A.; HUIJSDENS, X.W.; VAN PELT, W.; MULDER, M.N.; KLUYTMANS, J.A. (2010b): Prevalence of livestock-associated MRSA in communities with high pig-densities in The Netherlands. *PLoS One*, 5, e9385.



- VANDAMME, P.; HENRY, D.; COENYE, T.; NZULA, S.; VANCANNEYT, M.; LiPUMA, J.J.; SPEERT, D.P.; GOVAN, J.R.; MAHENTHIRALINGAM, E. (2002): *Burkholderia anthina* sp. nov. and *Burkholderia pyrrocinia*, two additional *Burkholderia cepacia* complex bacteria, may confound results of new molecular diagnostic tools. *FEMS Immunology and Medical Microbiology*, 33, 143-149.
- VAN DE MAELE, I.; CLAUS, A.; HAESBROUCK, F.; DAMINET, S. (2008): Leptospirosis in dogs: A review with emphasis on clinical aspects. *Veterinary Record*, 163, 409-413.
- VAN HOEK, A.H.A.M.; MEVIUS, D.; GUERRA, B.; MULLANY, P.; ROBERTS, A.P.; AARTS, H.J.M. (2011): Acquired antibiotic resistance genes: An overview. *Frontiers in Microbiology*, 2, Article 203, 27 pp.
- VAN INGEN, J.; BOEREE, M.J.; DEKHUIJZEN, P.N.R.; VAN SOOLINGEN, D. (2009): Environmental sources of rapid growing nontuberculous mycobacteria causing disease in humans. *Clinical Microbiology and Infection*, 15, 888-893.
- VARADARAJAN, K.; KANNAN, K.; PALIWAL, K.; MANI, A.; BALASUBRAMANIAN, V.S. (1991): Effect of sewage pollution on the health status of sewage farm workers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 47, 646-652.
- VDI 4255 Blatt 1 (2005): Bioaerosole und biologische Agenzien. Emissionsquellen und -minderungsmaßnahmen. Übersicht. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 69 S.
- VDI 6022 Blatt 3 (2002): Hygiene-Anforderungen an raumluftechnische Anlagen in Gewerbe- und Produktionsbetrieben. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Beuth Verlag GmbH, Berlin, BR Deutschland, 55 S, zurückgezogen 04/2006 und ersetzt durch VDI 6022 Blatt 1 (2006).
- VIJAYACHARI, P.; SUGUNAN, A.P.; SHRIRAM, A.N. (2008): Leptospirosis: An emerging global public health problem. *Journal of Biosciences*, 33, 557-569.
- VILLERMAUX, E.; BOSSA, B. (2009): Single-drop fragmentation determines size distribution of raindrops. *Nature Physics*, 5, 697-702.
- VINETZ, J.M. (2001): Leptospirosis. *Current Opinion in Infectious Diseases*, 14, 527-538.
- VISSIENNON, TH. (1999): Untersuchungen zur Pilzbelastung im Hühnerstall und ihre ätiopathogenetische Bedeutung für Mensch und Tier. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 112, 104-107.
- VÖLKE, I.; SCHMITZ, C.; MOORS, E.; GAULY, M.; CZERNY, C.-P. (2011): Frequency of *Salmonella* detection in a broiler flock depending on different litter materials – a field study. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 124, 71-77.
- VOGELZANG, P.F.; VAN DER GULDEN J.W.; FOLGERING, H.; KOLK, J.J.; HEEDERIK, D.; PRELLER, L.; TIELEN, M.J.; VAN SCHAYCK, C.P. (1998): Endotoxin exposure as a major determinant of lung function decline in pig farmers. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 157, 15-18.
- VOGT, K.; HAHN, H. (1999): Bacillus. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 352-356.

VOGT, K.; HAHN, H.; MIKSITS, K. (1999): Nichtfermentierende Bakterien (Nonfermenter): *Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Stenotrophomonas*, *Acinetobacter*. In: Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie; Hahn, H.; Falke, D.; Kaufmann, S.H.E.; Ullmann, U. (Hrsg.); Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York; 295-303.

VON EIFF, C.; PETERS, G.; HEILMANN, C. (2002): Pathogenesis of infections due to coagulase-negative staphylococci. *The Lancet Infectious Diseases*, 2, 677-685.

VON EIFF, C.; PROCTOR, R.A.; PETERS, G. (2001): Coagulase-negative staphylococci. Postgraduate Medicine online, 110, 63-64, 69-70, 73-76. [http://www.postgradmed.com/issues/2001/10\\_01/eiff.htm](http://www.postgradmed.com/issues/2001/10_01/eiff.htm)

VUORIO, R.; ANDERSSON, M.A.; RAINEY, F.A.; KROPPENSTEDT, R.M.; KÄMPFER, P.; BUSSE, H.-J.; VIJANEN, M.; SALKINOJA-SALONEN, M. (1999): A new rapidly growing mycobacterial species, *Mycobacterium murale* sp. nov., isolated from the indoor walls of a children's day care centre. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 49, 25-35.

WADOWSKY, R.M.; WOLFORD, R.; McNAMARA, A.M.; YEE, R.B. (1985): Effect of temperature, pH, and oxygen level on the multiplication of naturally occurring *Legionella pneumophila* in potable water. *Applied and Environmental Microbiology*, 49, 1197-1205.

WADOWSKY, R.M.; YEE, R.B. (1983): Satellite growth of *Legionella pneumophila* with an environmental isolate of *Flavobacterium breve*. *Applied and Environmental Microbiology*, 46, 1447-1449.

WADSTRÖM, T.; LJUNGH, Å (1991): *Aeromonas* and *Plesiomonas* as food- and waterborne pathogens. *International Journal of Food Microbiology*, 12, 303-312.

WAGNER, M.; LOY, A. (2002): Bacterial community composition and function in sewage treatment plants. *Current opinion in biotechnology*, 13, 218-227.

WAGNER, D.; YOUNG, L.S. (2003): Nontuberculous mycobacterial infections: A clinical review. *Infection*, 31, 257-270.

WALLENSTEN, A.; OLIVER, I.; RICKETTS, K.; KAFATOS, G.; STUART, J.M.; JOSEPH, C. (2010): Windscreen wiper fluid without added screenwash in motor vehicles: A newly identified risk factor for Legionnaires' disease. *European Journal of Epidemiology*, 25, 661-665.

WEBER, A. (2001): Zur gegenwärtigen Bedeutung von Schweinen im Zusammenhang mit Zoonosen. *Tierärztliche Umschau*, 56, 298-301.

WEKERLE, J.; KOCH, K.M.A.; STRAUCH, D. (1983a): Zur Absorption luftgetragener Viruspartikel durch Biowäscher. I. Wäscherauswaschleistung und Verhalten von Virus aerosolen bei der Wäscherpassage. *Tierärztliche Umschau*, 38, 722-731.

WEKERLE, J.; KOCH, K.M.A.; STRAUCH, D. (1983b): Zur Absorption luftgetragener Viruspartikel durch Biowäscher. II. Virusemission, Virusinaktivierungs- und Virusadsorptionskinetik. *Tierärztliche Umschau*, 38, 882-895.

- WELANDER, P.; VINCENT, T.L. (2001): Select the right spray nozzle. *Chemical Engineering Progress*, 6, 75-79. <http://www.cepmagazine.org/pdf/060175.pdf>
- WENDT, S.L.; GEORGE, K.L.; PARKER, B.C.; GRUFT, H.; FALKINHAM, J.O., 3<sup>rd</sup> (1980): Epidemiology of infection by nontuberculous mycobacteria. III. Isolation of potentially pathogenic mycobacteria from aerosols. *The American Review of Respiratory Disease*, 122, 259-263.
- WENG, L.C.; LIAW, G.J.; WANG, N.Y.; WANG, S.F.; LEE, C.M.; HUANG, F.Y.; YANG, D.I.; CHIANG, C.S. (1999): Investigation of an outbreak of *Pseudomonas putida* using antimicrobial susceptibility patterns, pulsed-field gel electrophoresis of genomic DNA and restriction fragment length polymorphism of PCR-amplified rRNA operons. *Journal of Microbiology, Immunology and Infection*, 32, 187-193.
- WERTHEIM H.F.; NGHIA H.D.; TAYLOR W.; SCHULTSZ C. (2009): *Streptococcus suis*: An emerging human pathogen. *Clinical Infectious Diseases*, 48, 617-625.
- WHO (2003a): Hazard characterization for pathogens in food and water: Guidelines. Microbiological risk assessment series, no. 3, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 77 pp.
- WHO (2003b): Human leptospirosis: Guidance for diagnosis, surveillance and control. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 122 pp.
- WHO (2003c): Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and fresh waters. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 253 pp.
- WHO (2005): Water recreation and disease. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 260 pp.
- WHO (2008): Guidelines for drinking-water quality. Third edition, incorporating 1st and 2nd addenda, Vol.1, Recommendations. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 668 pp.
- WIEGAND, I.; GEISS, H.K.; MACK, D.; STÜRENBURG, E.; SEIFERT, H. (2007): Detection of extended-spectrum beta-lactamases among *Enterobacteriaceae* by use of semiautomated microbiology systems and manual detection procedures. *Journal of Clinical Microbiology*, 45, 1167-1174.
- WILHARM, G. (2008): Horizontaler Gentransfer. *Biologie in unserer Zeit*, 38, 294-303.
- WILSON, R.; DOWLING, R.B. (1998): *Pseudomonas aeruginosa* and other related species. *Thorax*, 53, 213-219.
- WOLSTRUP, J. (2000): Ecology and risk. Annual Report 2000, Department of Ecology, Royal Veterinary and Agricultural University Frederiksberg, Dänemark. <http://www.adm.kvl.dk/englis/research/annualreport2000/ecol2000uk.pdf>
- WULF, M.; VOSS A. (2008): MRSA in livestock animals-an epidemic waiting to happen? *Clinical Microbiology and Infection*, 14, 519-521.

- WYATT, R.D.; HAMILTON, P.B. (1975): *Candida* species and crop mycosis in broiler chickens. *Poultry Science*, 54, 1663-1666.
- WYN-JONES, A.P.; SELLWOOD, J. (2001): Enteric viruses in the aquatic environment. *Journal of Applied Microbiology*, 91, 945-962.
- YAGCI, A.; ÇERİKÇIOĞLU, N.; KAUFMANN, M.E.; MALNICK, H.; SÖYLETİR, G.; BABACAN, F.; PITT, T.L. (2000): Molecular typing of *Myroides odoratimimus* (*Flavobacterium odoratum*) urinary tract infections in a turkish hospital. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 19, 731-732.
- YAMAMOTO, H.; SUGIURA, M.; KUSUNOKI, S.; EZAKI, T.; IKEDO, M.; YABUCHI, E. (1992): Factors stimulating propagation of legionellae in cooling tower water. *Applied and Environmental Microbiology*, 58, 1394-1397.
- YANG, C.H.; YOUNG, T.; PENG, M.Y.; WENIG, M.C. (1996): Clinical spectrum of *Pseudomonas putida* infection. *Journal of the Formosan Medical Association*, 95, 754-761.
- YOSHIDA, K.; ANDO, M.; SAKATA, T.; ARAKI, S. (1989): Prevention of summer-type hypersensitivity pneumonitis: Effect of elimination of *Trichosporon cutaneum* from the patients' homes. *Archives of Environmental Health*, 44, 317-322.
- ZAKHARIEV, Z.A. (1971): *Plesiomonas shigelloides* isolated from sea water. *Journal of Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology*, 15, 402-404.
- ZEIHER, B.G.; HORNICK, D.B. (1996): Pathogenesis of respiratory infections and host defenses. *Current Opinion in Pulmonary Medicine*, 2, 166-173.
- ZHU, X.Y.; ZHONG, T.; PANDYA, Y.; JOERGER, R.D. (2002): 16S rRNA-based analysis of microbiota from the cecum of broiler chickens. *Applied and Environmental Microbiology*, 68, 124-137.
- ZICHICHI, L.; ASTA, G.; NOTO, G. (2000): *Pseudomonas aeruginosa* folliculitis after shower/bath exposure. *International Journal of Dermatology*, 39, 270-273.
- ZUCKER, B.-A.; MÜLLER, W. (1998): Concentrations of airborne endotoxin in cow and calf stables. *Journal of Aerosol Science*, 29, 217-221.
- ZUCKER, B.-A.; MÜLLER, W. (2000): Untersuchungen zum Luftkeimgehalt in Tierställen. 3. Mitteilung: Beziehungen zwischen einatembaren Endotoxin, einatembarem Staub und luftgetragenen Bakterien in einer Legehennenbatterie. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 113, 279-283.
- ZUCKER, B.-A.; TROJAN, S.; MÜLLER, W. (2000): Airborne gram-negative bacterial flora in animal houses. *Journal of Veterinary Medicine B, Infectious Diseases and Veterinary Public Health*, 47, 37-46.
- ZUREK, L.; SCHAL, C.; WATSON, D.W. (2000): Diversity and contribution of the intestinal bacterial community to the development of *Musca domestica* (Diptera: Muscidae) larvae. *Journal of Medical Entomology*, 37, 924-928.
- ZUSKIN, E.; MUSTAJBEGOVIC, J.; SCHACHTER, E.N. (1993): Respiratory function in sewage workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 23, 751-761.

## 5.4 Tierproduktionshygiene

*BioAbluftRA  
als biologischer  
Reaktor*

Biologische Abluftreinigungsanlagen in der Nutztierproduktion müssen als mikrobiologische Reaktoren angesehen werden, von denen umständehalber ein Infektions- und Kontaminationsrisiko für die an der BioAbluftRA angeschlossenen Tierhaltungen ausgehen kann. Adäquate tierproduktionshygienische Praktiken in dessen Folge die Gesunderhaltung landwirtschaftlicher Nutztierbestände und damit auch die generelle Expositionsabwehr gegenüber unerwünschten abiotischen und biotischen Agentien zu gewährleisten ist, gelten auf der Stufe der Primärproduktion als Voraussetzung zur Erzeugung sicherer Lebensmittel. Nach dem WEISSBUCH ZUR LEBENSMITTELSICHERHEIT (2000) der Europäischen Kommission erfordert es eine Bewertung und Überwachung der mit den Ausgangsstoffen und den landwirtschaftlichen Verfahren verbundenen Risiken für die Gesundheit der Verbraucher. Dieser Anspruch kann nur mit Mitteln der Risikoanalyse gelingen, um Gefahren zu erkennen, deren Schaden abzuschätzen und die notwendigen Maßnahmen dagegen zu ergreifen (EG-VO 178/2002). Es ist daher erforderlich, potentielle Wechselwirkungen zwischen eingestellten Tieren und der in enger Nachbarschaft betriebenen BioAbluftRA zu beschreiben und zu beurteilen. Schlußfolgerungen hieraus müssen sodann auf ihre Konsequenzen für die *gute Hygienepraxis* geprüft werden (z.B. Erweiterung der bisherigen Empfehlungen für die Leitlinien der guten Hygienepraxis), ist jene doch nach der EG-VO 852/2004 das Fundament für Risikominimierungen in der Lebensmittelherstellungskette. Darüberhinaus müßten ggf. etablierte Qualitätssicherungssysteme wie jene die bei Auditierungen in landwirtschaftlichen Betrieben zum Tragen kommen, sicher in Hinblick auf Kontrollen und Abwehrmaßnahmen entsprechend ergänzt werden.

*Ableitungen für  
die gute Hygiene-  
praxis in der  
Urproduktion*

*BioAbluftRA  
als unerkanntes  
Risiko ?*

Die Wahrnehmung einer derartigen Gefahr durch BioAbluftRA scheint derzeit wissenschaftlich keine Rolle zu spielen, wenn dies exemplarisch an den Fachinhalten des OECD- (*Organisation for Economic Co-operation and Development*) Workshops mit dem Titel *Livestock waste treatment systems of the future: A challenge to environmental quality, food safety, and sustainability*, abgehalten vom 2.-4. April 2008 in Florence, South Carolina, USA, gemessen wird. Auch wenn der Fokus dieser Veranstaltung auf den tierischen fäkalen Reststoffen und deren umweltverträglichen Behandlung liegt, zeigen die Workshop-Beiträge von MILLNER (2009) und MELSE und TIMMERMAN (2009) doch die thematische Einbeziehung der mit partikulären Inhaltsstoffen beladenen Stallluft, ihre Emissionen sowie deren technische Abluftbehandlungsmöglichkeiten und Grenzen, ohne doch biologische Unsicherheiten beim Betrieb von BioAbluftRA für die Lebensmittelsicherheit auf der Stufe der Primärproduktion zu erwägen. Spätestens hier müßte die Frage nach der Beteiligung tierischer Fäkalien in der Weiterverbreitung von Zoonoseerreger auch über BioAbluftRA nachgedacht werden, nachdem FARZAN *et al.* (2010) und ZIEMER *et al.* (2010) die häufige Anwesenheit der Erreger in Fäzes herausstellen.

*Gesundheitlicher  
Verbraucher-  
schutz und  
BioAbluftRA*

Die folgenden Ausführungen sollen daher im Konzert der anderen wissenschaftstheoretischen Überlegungen im Bereich Umwelt- und Arbeitshygiene genau diesen Aspekt der biologischen Sicherheit von BioAbluftRA anklingen lassen. Hierzu werden *Salmonella* spp. und *Campylobacter* spp. als „Klassiker“ unter den verbraucherschutzrelevanten Erreger vorgestellt und ihre möglichen Beherbergungsumstände in BioAbluftRA erläutert, um im Anschluß modellhaft auf die baulich-räumliche Lage zwischen Stall und angeschlossener BioAbluftRA einzugehen, aus der sich vor Allem aerogene Transportwege von (zoonotischen) Biopartikeln aus der BioAbluftRA heraus und in den Stall hinein ableiten lassen.



### 5.4.1 Zoonoseerreger und Lebensmittelsicherheit

Sechsstellige Fallzahlen bei *Salmonella*- und *Campylobacter*-Gastroenteritiden

Hobe Erregerprävalenz in den Tierbeständen

Fäkale Herkunft

Große Umweltverbreitung

Vermehrbarkeit und Tenazität

Lebensmittelbedingte, gastrointestinale Infektionen gehören zu den häufigsten erregerbedingten Erkrankungen beim Menschen und werden im wesentlichen durch *Salmonella* spp. und *Campylobacter* spp. verursacht. In der europäischen Union traten 131.468 bestätigte Salmonelleninfektionen beim Menschen im Jahr 2008 auf, wogegen im gleichen Zeitraum sogar 190.566 bestätigte Fälle von humaner Campylobakteriose gemeldet wurden. Damit zählen beide Zoonoseerreger EU-weit zu den absolut häufigsten Infektionsverursacher beim Menschen. Wichtige Träger der Infektionserreger sind neben Eiern insbesondere auch das Fleisch von Geflügel und Schwein (EFSA 2010). Untersuchungen auf der Ebene der Primärproduktion konnten zeigen, daß die Gesamtprävalenz von *Salmonella*-positiven Zuchtschweinebestände EU-weit 31,8% und in Ferkelerzeuger- bzw. Mastbeständen 33,3% betrug. Obgleich unter dem EU-Mittel liegend, wiesen bundesdeutsche Schweinebestände immerhin Prävalenzen von 28,3% bzw. 20,6% auf (EFSA 2009). Erhebungen in der BR Deutschland zum Vorkommen von *Campylobacter* spp. bei Jungmasthühner machten deutlich, daß die Herden zwischen 39,3% und 44,0% mit *Campylobacter* spp. belastet waren (BfR 2006, NÄTHER *et al.* 2009). EU-basierte wie auch nationale Bestrebungen, mit Hilfe von Überwachungs- und Bekämpfungsprogrammen die Prävalenzen zu minimieren (EG-VO 2160/2003), sollten die Rolle der BioAbluftRA als Nische für Zoonoseerreger nicht aus den Augen verlieren, da entsprechend bakterienbehaftete Rohgasströme in die BioAbluftRA hinein als auch andere Eintragspfade an einer Habitatetablierung von Salmonellen und Campylobakterien in der BioAbluftRA beteiligt sein könnten.

***Salmonella* spp.** Ausführlich beschrieben wurden in Kapitel • 5.3 Vertreter aus der Familie der *Enterobacteriaceae* und ihre Anreicherung im Washwasser. Daraus abzuleitende fäkale Herkünfte lassen den Schluß zu, daß auch die Gram-negativen, stäbchenförmigen Salmonellen als bakterielle Kontaminanten ins Auge gefaßt werden müssen, da davon auszugehen ist, daß Salmonellen sich ökologisch nicht entscheidend anders verhalten wie auch coliforme Keime (EXNER u. TUSCHEWITZKI 1994).

Salmonellen stellen kein nutziertypspezifisches Problem dar, sondern sind ubiquitär in der Umwelt und besonders im Oberflächenwasser anzutreffen. Siedlungsabwässer werden seit jeher als stark salmonellenhaltig angesehen. In 80 bis 90% der Frischschlammproben aus Kläranlagen sind Salmonellen nachweisbar, warum erklärt werden kann, daß, wenn auch nur in geringfügiger Zahl, *Salmonella* spp. über das Koch'sche Absetzverfahren aus dem Luftraum einer Abwasserreinigungsanlage kultiviert werden konnte (STAMPI *et al.* 2000). Der Eiweißreichtum der Abwässer unterstützt zudem die Salmonellentenzität (ROLLE u. MAYR 1984). Kommen ausreichende Sauerstoffgehalte und adäquate Temperaturverhältnisse hinzu, ist sogar mit einer Vermehrung in wäßrigen Medien zu rechnen. Insofern lassen sich hierüber Parallelen zum Belebtschlammcharakter der biologischen Abluftreinigungsanlagen herstellen. Salmonellen zeigen unter bestimmten Bedingungen eine ausgeprägte Tenazität. So können Salmonellen bis zu einem Jahr in Flüssigmist überleben (DEDIÉ *et al.* 1993) oder nach Zitaten von BÖHM (1986) bis 150 Tage im Wasser ihre Vermehrungsfähigkeit beibehalten.

Ausgehend von den dargelegten Prävalenzen und der Annahme eines regelmäßigen Ausscheidens von Salmonellen über Fäzes und ihres Auftretens im

<i>Contra aerogener Verbleib</i>	<p>Wirtschaftsdüngerlager, z.B. Unterflur in einstreulosen Haltungssystemen (ZIEMER <i>et al.</i> 2010) oder in Sägemehl-eingestreuten Ställen (LÉTOURNEAU <i>et al.</i> 2010), ist der aerogene Transport von vermehrungsfähigen Salmonellen aus einem infizierten Tierbestand in die angeschlossene BioAbluftRA durchaus denkbar. Angaben über Luftstreckenüberwindungen von wenigen Metern zwischen Hühnern (HOLT <i>et al.</i> 1998), Puten (HARBAUGH <i>et al.</i> 2006), Schweinen (OLIVEIRA <i>et al.</i> 2006, PROUX <i>et al.</i> 2001) oder bis zu 10 m hinter einer Stallabluftöffnung (MÜLLER <i>et al.</i> 1981) sprechen zunächst nicht für eine ausgeprägte Überlebensfähigkeit als Voraussetzung für die Überwindung ausreichend großer Luftstrecken, um die BioAbluftRA zu erreichen und nachhaltig zu kolonisieren oder gar direkten Weges über das Reingas in die Außenluft entlassen zu werden. Insbesondere die teilweise geringen kulturellen Ausbeuten von beispielsweise 330 KBE pro m<sup>3</sup> Luft (<i>versus</i> 280.000 <i>invA</i>-Gene als Indikator für ein vorhandenes <i>Salmonella</i>-Genom pro m<sup>3</sup>) in konventionell betriebenen Jungmasthühnerställen (FALLSCHISSEL <i>et al.</i> 2009), lassen unter der Annahme allgemein hoher Sterblichkeitsraten unter den <i>Enterobacteriaceae</i> ein Forttragen im vitalen Zustand im Wettlauf mit der Zeit als gering erachten.</p>
<i>Pro luftgetragene Salmonellen-Persistenz</i>	<p>Untersuchungen zu den Überlebensraten aerogener Salmonellen zeigen aber auch ein anderes Bild. So zitiert ANGERSBACH-HEGER (2002) u.a. biologische Halbwertszeiten für <i>Salmonella senftenberg</i>, die bei 74,3 min liegen, wenn das Umfeld auf 22°C und 82 bis 89% relative Feuchte eingestellt ist. McDERMID und LEVER (1996) führen aus, daß kulturplattenisolierte <i>Salmonella Typhimurium</i> und <i>Salmonella Enteritidis</i> bei 24°C und 75% relativer Feuchte nach 2 Stunden zu 100% bzw. 70% lebensfähig in der Luft geblieben sind. Diese unter laborexperimentellen Bedingungen erarbeiteten Befunde würden erklären, warum weitreichende Ausbreitungen von Salmonellen mit der Abluft aus Tierhaltungen schon zu früheren Zeiten angenommen wurden (DINTER u. MÜLLER 1988). Einschränkungen hierzu sind in den Beobachtungen von CHINIVASAGAM <i>et al.</i> (2009, 2010) zu sehen, die in ihren Feldversuchen jenseits von &gt; 20 m Entfernung von Jungmasthühnerställen nur eine geringe Chance sahen, emittierte Salmonellen nachzuweisen. Wird jedoch bedacht, daß die überschaubaren Räumlichkeiten von Stall und BioAbluftRA in enger wie auch relativ kurzstreckiger Verbindung stehen und die vornehmlich staubumhüllten Keime in der geschlossenen Bauhülle der Gesamtanlage gegen physikalische (z.B. Sonneneinstrahlung) und chemische (z.B. Ozon) Einflüsse eher geschützt sind als in der Außenluft, scheint trotz relativ geringer Stalluftkonzentrationen eine stete Lebendverfrachtung vom Stall in die BioAbluftRA ein Grund dafür zu sein, daß es schließlich zur Besiedlung von BioAbluftRA unter den angetroffenen Feucht- und organischen Stoffbedingungen kommen könnte. Der Nachweis von Salmonellen im Mündungsbereich einströmenden Rohgases in den Biofilter eines Hühnerstalles als auch im Biofiltermaterial selbst stützen diese Vermutung (SADOWSKY <i>et al.</i> 1999). Eine kausale Verbindung zwischen Salmonellenquelle und der Besiedlung von Biofiltermaterial sah ebenfalls SMITH (2001) an einer BioAbluftRA, die an einer Abwasserreinigungsanlage betrieben wurde.</p>
<i>Annahmen über protektive Einflüsse</i>	
<i>Tatsächlich Salmonellen in Biofiltern</i>	
<i>Erklärung für mögliche Diskrepanzen zwischen Feststoff- und Luftgehalten</i>	<p>Quellbeschaffenheit und -konzentration, mechanische Freisetzungskräfte, Überlebensraten und nicht zuletzt Meßkonzepte werden den Umfang der Anwesenheit von Salmonellen in BioAbluftRA - wie auch von anderen Mikroorganismen - entscheidend mitbestimmen und quantifizierbar machen. Es muß daher nicht unbedingt verwundern, daß PILLAI <i>et al.</i> (1996) bei 2,3 x 10<sup>4</sup> KBE <i>Salmonella</i> spp. pro g Naßgewicht Klärschlamm keine luftgetragenen Salmonellen in Bereichen der Klärschlammausbringung unter Außenluftbedingungen feststellten,</p>

Keine *Salmonellen*-Nachweise in Anlage I bis IV

da Substratbindungen, bakterielle Sterblichkeitsraten und Verdünnungseffekte im Vergleich zu den weitaus zahlreicher auftretenden Gesamtbakterien kulturelle Nachweise sicher erschwert haben. Trotzdem bedarf es hier des Zugeständnisses, daß die regelmäßigen Überprüfungen des Waschwassers der Anlagen II und IV (Tierhaltungen mit Hühnern) keine positiven Befunde an *Salmonellen* hervorbrachten. In den Anlagen I und III (Tierhaltungen mit Schweinen) wurde aufgrund eines geringer eingeschätzten *Salmonellen*risikos keine entsprechenden Untersuchungen veranlaßt.

Orale Aufnahme mit Wirkung geringer Dosen

***Campylobacter* spp.** Im nachhinein als relevant einzustufen, sind die Gram-negativen, beweglichen mikroaerophilen *Campylobacter*en, die humanrelevante Infektionen durch *Campylobacter jejuni* oder *Campylobacter coli* verursachen. Eine orale Aufnahme von 500 Zellen kann bereits zu einer Erkrankung führen (KOENRAAD *et al.* 1997). Neben den besagten Arten existieren besonders beim Wassergeflügel noch weitere Typen wie *Campylobacter lari* und die sog. Urease-positiven thermophilen *Campylobacter*en (JONES 2001). Die klinisch relevanten *Campylobacter*en werden zu den thermophilen Arten gerechnet. *Campylobacter jejuni* als wichtiger Gattungsvertreter wächst bei 42°C unter nahezu pH-neutralen Bedingungen in der Kultur am besten, obgleich dieses Bakterium in der Lage ist, über einen Zeitraum von 4 Monaten bei 4°C kultivierungsfähig zu bleiben (ANONYM 2002, JACKSON *et al.* 2009). Nichtsdestotrotz ist die Thermophilie als Merkmal der Adaption an das natürliche Habitat im Darmtrakt von Warmblütern aufzufassen (KETLEY 1997). Es verwundert daher nicht, daß bakterielle Proliferationen bei < 30°C bzw. außerhalb homoithermer Individuen nicht eintreten (JONES 2001, KOENRAAD *et al.* 1997).

Warmblüter-Anpassung

Fäkalbedingte Umweltverbreitung

Wie *Salmonellen* werden *Campylobacter*en regelmäßig in Schweinefäzes gefunden, wobei in den eingelagerten Exkrementen eine häufigere Detektion gelingt als im frischen Kot, was auf den mikroaerophilen Zustand in den Güllegruben zurückgeführt wird, der die Persistenz und das Wachstum der *Campylobacter*en begünstigt (FARZAN *et al.* 2010). Anderer Auffassung sind dagegen HUTCHISON *et al.* (2004), die abnehmende Konzentrationen des Keimes in gelagertem Wirtschaftsdünger beobachteten und dafür die Fragilität der *Campylobacter*en unter diesen Umständen verantwortlich machten. Nichtsdestotrotz sind aquatisch geprägte Umweltmedien mit fäkalen Einträgen als potentiell *Campylobacter*-haltig anzusehen. Diese Sichtweise wird durch die Beobachtung gestützt, daß es eine signifikante Korrelation zwischen dem Nachweis coliformer Keime und *Campylobacter*en in Flußwasser gibt, welches durch fäkale Ausscheidungen von Wirtschaftsgeflügel kontaminiert war. Allerdings darf davon nicht abgeleitet werden, daß ein Fehlen bakterieller Fäkalindikatoren gleichsam die Anwesenheit von *Campylobacter*en ausschließt (ABULREESH *et al.* 2006), denn ihre bemerkenswerte Fähigkeit in der aquatischen Umwelt zu überleben, wird von kompensierbaren Umweltstressoren geprägt, zu denen primär die Temperatur zählt (SKELLY u. WEINSTEIN 2003). Bezogen auf die Temperaturtoleranz konnte beim Vergleich der Kultivierungsfähigkeit gezeigt werden, daß Populationen von *Campylobacter jejuni* 2,2-mal und von *Campylobacter coli* 18-mal schneller ihre Lebensfähigkeit bei 20°C verloren als bei 10°C Wassertemperatur (THOMAS *et al.* 2002). Bestätigung findet dies in den Ausführungen von ANONYM (2002), wo die Tenazität des Erregers außerhalb des Körpers bei 4°C mit 3 bis 5 Wochen angegeben wird, aber nur wenige Tage in 25°C warmen Wasser beträgt. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen auch BUSWELL *et al.* (1998), die bei 4 und 10°C Inkubation eine weitaus größere Überlebensdauer von *Campylobacter* spp. im

Kühle Temperaturen fördern die Überlebensfähigkeit

Saisonalität	<p>aquatischen Milieu als bei 22 und 37°C feststellten. Diese Beobachtungen gehen so weit, daß kultivierbare <i>Campylobacter jejuni</i> in sterilem Flußwasser mehr als 4 Monate bei 4°C überlebten. Diese Affinität zu kälteren Umgebungsbedingungen mag auch erklären, warum dieser Mikroorganismus eine Saisonalität aufweist, nachdem Campylobakterien regelmäßig und häufig im Spätherbst und Winter, dagegen seltener im Sommer in Wasser angetroffen werden (ABULREESH <i>et al.</i> 2006). Sollte auch das Waschwasser als Habitat für diese Bakteriengattung in Frage kommen, dürften saisonale Unterschiede im <i>Campylobacter</i>-Aufkommen beobachtet werden können, da jahreszeitliche Temperaturschwankungen in der biologischen Abluftreinigungsanlage ohnehin zu erwarten sind.</p>
pH-Wert-Abhängigkeiten	<p><i>Campylobacter jejuni</i> zeigt unter kulturellen Bedingungen kein Wachstum unterhalb eines pH-Wertes von 4,9 (SNELLING <i>et al.</i> 2005a), wohingegen JACKSON <i>et al.</i> (2009) einen vom Keim tolerierten Bereich von pH 4 bis 9 angeben und damit sichergestellt wird, daß zwischen pH 6,5 und 7,0 sogar ein Überleben des Bakteriums von 14 Tagen bei 4°C möglich ist. Kombinationseffekte existieren natürlich auch im Zusammenhang mit anderen Parameter wie Salinität, Osmolarität und Oxygenität (JACKSON <i>et al.</i> 2009). Letzteres wirkt widrig auf Campylobakterien, ebenso wie die Adsorption an Partikel, die sedimentieren. Allerdings wäre hier zu klären, ob nicht im Sediment die notwendigen gasförmigen Verhältnisse auftreten können, die dennoch eine Kumulation in diesem Kompartiment zuließen (KOENRAAD <i>et al.</i> 1997). Das Sediment des Prozeßwassers als Quelle persistierender <i>Campylobacter</i> spp. anzusehen, scheint nicht abwägig zu sein, ist doch bekannt, daß Feststoffabtrennungen in Abwasserbehandlungsanlagen eine 78%-ige Reduktion von Campylobakterien im Abwasser bedingen können (JONES 2001) und jene Keime auch in behandelten Klärschlamm nachweisbar sind (SAHLSTRÖM <i>et al.</i> 2004). Trotzdem sind Abwässer regelmäßig mit Campylobakterien mit bis zu 50.000 KBE ml<sup>-1</sup> belastet, warum diese Bakterien auch regelmäßig im Oberflächengewässer anzutreffen sind (KOENRAAD <i>et al.</i> 1997). Danach wäre eine <i>Campylobacter</i>-Etablierung und -persistenz im Prozeßwasser nach Eintrag nicht sicher auszuschließen, wenn wie in Kapitel 5.3 erörtert, vergleichbare Zusammensetzungsmuster für Abwässer und Waschwasser angenommen werden dürfen. Für das bakterielle Wachstum muß als limitierender Faktor die Bioverfügbarkeit von Stickstoff in Form von Aminosäuren aber auch von Ammoniak angesehen werden (JACKSON <i>et al.</i> 2009). Letzteres ist in reichlichen Mengen in Form von Ammonium in der BioAbluftRA vorhanden. Auch in anderen Wasserkörpern (z.B. Teiche, Flüsse, Grundwasser, Trinkwasser) mit klar untereinander schwankenden Stickstoff- und Phosphoranteile sind nach ABULREESH <i>et al.</i> (2006) Campylobakterien nachgewiesen worden.</p>
Organische Sedimente mit Habitatpotential	
Ammonium als N-Quelle	
Wassermikroflora und Biofilme	<p>Eine deutliche Steigerung der Überlebensfähigkeit kultivierbarer <i>Campylobacter</i> spp. unter erhöhten Temperaturen ließ sich bei der Präsenz einer autochthonen Wassermikroflora bzw. bei der Assoziation zu einem Biofilm beobachten. Die Persistenz stieg um das Doppelte im Zuge der Biofilmassoziation (LEACH 1997) und war hierbei an nicht kultivierungsfähigen aber dennoch lebenden <i>Campylobacter</i> spp. gebunden (TRACHOO <i>et al.</i> 2002). Diese Beobachtung ist häufig Ausdruck veränderter Umweltbedingungen (z.B. Nährstoffangebot, pH-Stress), die einer Art Metamorphose und Persistenzsteigerung der Mikroorganismen nach sich zieht (JACKSON <i>et al.</i> 2009). Damit ist ein Übergang von einem lebensfähig und kulturell vermehrungsfähigen zu einem lebensfähigen aber kulturell nicht vermehrungsfähigen Status (<i>viable but non-culturable</i>, VBNC) verbunden, was unweigerlich bei Probenahmen zu falsch negativen Befunden führen würde</p>
<i>viable but non-culturable</i>	



Transformierbarkeit zwischen Lebensformen	<p>(KETLEY 1997). Dieser Transformationsvorgang führt unter ungünstigen Lebensumständen von einer natürlichen spiraligen Form zu einer kokkoiden Form, die als degeneratives Erscheinungsbild interpretiert wird, da bislang eine Kolonisierung von Warmblütern mit der transformierten Form nicht gelang. Insofern wird deren Bedeutung für die Transmission im Sinne einer Infektiosität in Frage gestellt (KOENRAAD <i>et al.</i> 1997) bzw. es besteht Unklarheit darüber, ob eine Reanimation der Erreger vor Infektionshaftung notwendig ist (ABULREESH <i>et al.</i> 2006). Vor dem Hintergrund der Untersuchungen von COOK und BOLSTER (2007), daß <i>Campylobacter</i>-Zellen nach mehr als 50 Tagen nach dem Verlust ihrer Kultivierungsfähigkeit dennoch lebensfähig sind, wäre eine Klarstellung aus Sicht der Infektiosität von großer epidemiologischer Bedeutung. Wahrscheinlich zeitlich überschneidend zu den vorab genannten Autoren, konnten BAFFONE <i>et al.</i> (2006) in ihrem Mausmodell tatsächlich zeigen, daß eine <i>in vivo</i>-Passage VBNC-persistierender <i>Campylobacter jejuni</i> in lebenden Mäusen eine Wiedererlangung der Kultivierungsfähigkeit der injizierten Campylobakterien bedingen. Das Autorenteam vermutet daher, daß VBNC-Campylobakterien im menschlichen Darm reaktiviert werden, sich vermehren und folglich akute intestinale Erkrankungen daraus entstehen könnten.</p>
Tränkwasser als Vektor	<p>Stellt Wasser auch für <i>Campylobacter</i> spp. eine wesentliche Überlebensvoraussetzung dar, wiesen BUSWELL <i>et al.</i> (1998) darauf hin, daß der Wasserqualität im Wasserverteilungsnetz von Tierhaltungen eine wichtige Bedeutung bei der Transmittierbarkeit von <i>Campylobacter</i> spp. zukommt. Eine Generalisierung dieser Ansicht läßt sich nicht immer aufrechterhalten, wie die Ergebnisse von ZIMMER <i>et al.</i> (2003) zeigen. Die Autoren konnten nachweisen, daß die gefundenen Stämme von <i>Campylobacter jejuni</i> in Jungmasthühnern nicht denen aus dem Tränkwasser isolierten Stämmen entsprachen. Daß eine serotypisch eindeutig zuzuordnende Assoziation zwischen Tränkwasser und Kolonisierung von Jungmasthühnern durch <i>Campylobacter jejuni</i> bestehen kann, schildern PEARSON <i>et al.</i> (1993) in ihrer Fallbeschreibung. Auch BULL <i>et al.</i> (2006) haben nicht unterscheidbare <i>Campylobacter</i>-Stämme zwischen Jungmasthühnern und Wasserproben aus der Tränkevorrichtung gefunden.</p>
...von (un-)gleichen Serotypen	
Grundwasser und Prozeßwassereinspeisung	<p>Was hier für das Tränkwasser Gültigkeit haben könnte, sollte auch für das über Leitungen zeitweilig angeforderte frische Prozeßwasser angenommen werden dürfen, da alle notwendigen Wassereinspeisungen einer Tierhaltung sehr häufig aus demselben betriebseigenen Brunnen erfolgen, der naturgemäß nicht als vollkommen kontaminationsungefährdet gelten kann. Und in Anbetracht einer durch Abwassereintrag bedingten Grundwasserkontamination, die über das Trinkwasserleitungsnetz einer Ortschaft fortgetragen wurde und infolgedessen zahlreiche humane <i>Campylobacter</i>-Infektionen auftraten (ENGBERG <i>et al.</i> 1998), kann dieser Fallbericht exemplarisch als Fakt für die besagte Kontaminationsgefährdung von Wasser angeführt sowie für das flexible Anpassungsvermögen von <i>Campylobacter</i> spp. an nicht wirtsbezogene Umfeldbedingungen gewertet werden (VBNC-Status), ohne seine Infektiosität grundsätzlich verlieren zu müssen. Zusätzlich gestärkt wird die Überlebensfähigkeit von <i>Campylobacter jejuni</i> außerhalb seines Wirtes durch die Fähigkeit, einer ganzen Reihe unterschiedlicher umweltassoziierter Protozoen (z.B. Amöben, Ciliaten) nicht als „Beute“ anheim zu fallen, sondern innerhalb ihrer „Jäger“ Verdauungsresistenz zu zeigen, Metabolismusprodukte derselbigen zu nutzen, ein Potential intrazellulärer Replikation zu besitzen oder die Kultivierungsfähigkeit zurück zu erhalten, nachdem VBNC-Campylobakterien aufgenommen wurden (AXELSSON-OLSSON <i>et al.</i></p>
Internalisierung durch Protozoen	



### Nutzen von „Trojanischen Pferden“

2005, AXELSSON-OLSSON *et al.* 2007, SNELLING *et al.* 2006a, SNELLING *et al.* 2006b). Der Umstand, daß sich Protozoen mit hoher Artenvielfalt einer großen Verbreitung in der Umwelt aber auch im Stall wie z.B. der Einstreu erfreuen (BARÉ *et al.* 2009, PAGNIER *et al.* 2008), versetzt Campylobakterien in die Lage, Protozoen als eine Art „Trojaner“ einzuvernehmen, wie dies auch andere Mikroorganismen als Überlebensvorteil nutzen (z.B. Mykobakterien, Legionellen, siehe Kap. • 5.3.6). In Verbindung mit Biofilmen, in denen auch Protozoen integriert sind, erklärt sich hieraus ein hohes Resistenzniveau gegenüber Desinfektionen und liefert Argumente dafür, warum trotz Sanierungsmaßnahmen eine rasche Reinfektion von Tierbeständen möglich ist (PEARSON *et al.* 1993) und die orale Aufnahme der „Trojaner“ ebenfalls zur Kolonisierung von Jungmasthühnern führt, was zwangsläufig wiederum zur Ausscheidung und Einspeisung in die Umwelt führt (SNELLING *et al.* 2005b, SNELLING *et al.* 2008).

### Wechselwirkung beteiligter Räume in der Umwelt

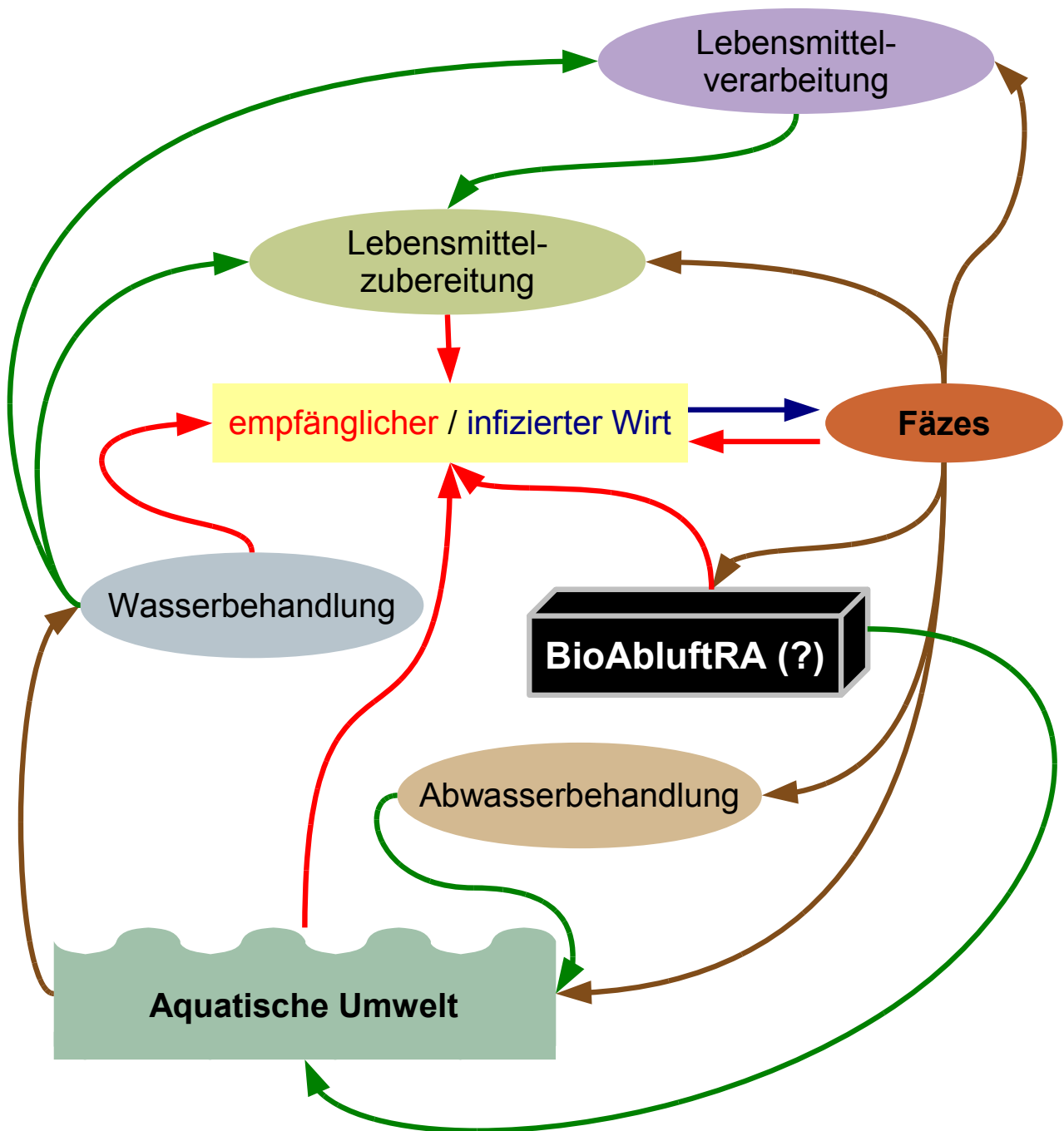
Das empirische Wissen über *Campylobacter* spp. spiegelt sich in einer Vielzahl von Zahlen, Daten und Fakten wieder, die nur teilweise Wechselwirkungsgeschehnisse zwischen Tier, Mensch und Umwelt reflektieren oder überhaupt nicht in einer ganzheitlichen Betrachtung vernetzt sind. SKELLY und WEINSTEIN (2003) formulieren aus diesem Grund einen Modellansatz, um der besagten Ganzheitlichkeit ein Stück näher zu kommen und der Komplexität der interagierenden beteiligten Kompartimente ein Gesicht zu geben. Wichtiger Bestandteil dieses Modells sind die Verfrachtungswege lebender Campylobakterien (*pathogen survival trajectories*) durch alle bisher als relevant anzusehenden Umweltmedien hindurch, da nur hiermit die direkte und indirekte Erreichbarkeit von neuen aber auch alten Wirten wie Tier und Mensch erklärbar ist (Abb. 72). Für die vermutete Beteiligung der BioAbluftRA in diesem Modell, braucht es allerdings Antworten auf die folgenden Fragen: (a) Wie und wieviele vitale Pathogene erreichen das Kompartiment ?, (b) wie lange überleben die Mikroorganismen in einer wassergeprägten Umwelt ?, (c) auf welchen Transmissionspfaden könnten die infektiösen Keime das Kompartiment verlassen und (d) wie effizient sind die in der BioAbluftRA anzutreffenden Behandlungsstufen für das Rohgas (z.B. Säurewäsche), um neben des Anspruchs einer Immissionsschutztechnologie gleichermaßen potentielle Pathogenkumulationen einzudämmen ?

### Modell der Ver- frachtungswege

### Vektoren und BioAbluftRA

Bezogen auf Frage (a) wird die Erreichbarkeit der BioAbluftRA aufgrund einer Verschleppung durch Vektoren (z.B. Mensch, Schädner) möglich, ohne aber Angaben über die verschleppten Keimzahlen machen zu können. Bauliche Konstruktionen, die die direkte Zugangsmöglichkeit über Türen vom Stallinneren in die BioAbluftRA hinein erlauben, widersprechen dem Schwarz-Weiß-Prinzip als Maßnahme gegen die ständige Gefahr der Erregereinschleppung und -verschleppung. Selbst bei striktem Zugang zur BioAbluftRA nur von außen, sind *Campylobacter*-Einträge in die Anlage möglich, abgeleitet von den Feldversuchen von HANSSON *et al.* (2007), die beim Umrunden von Jungmasthühnerställen zu Fuß Campylobakterien an entsprechend präparierten Schuhwerk besonders während der Monate Oktober und November sowie an Regentagen nachwiesen, wobei auch Pflützen durchaus als Aufenthaltsort von *Campylobacter* spp. in Frage kommen (BULL *et al.* 2006). Niedrige Temperaturen und naßfeuchte Verhältnisse bestätigen abermals die auf die Anwesenheit von lebenden Campylobakterien positiv wirkenden Umstände in der Umwelt.

### Keimbaltige Pflützen im Stallumfeld



**Abb. 72:** Die Campylobakteriose und ihr Bezug zu den beteiligten Komponenten sowie der sie verbindenden Überlebens- und Verteilungswege der Campylobakterien in einem Ökosystemmodell unter Berücksichtigung der BioAbluftRA. Blauer Pfeil (►): Pathogene nehmen ihren Ausgang von tierischen (menschlichen) Ausscheidungen (Fäzes), Braune Pfeile (►): Tierische (menschliche) Ausscheidungen sind das primäre Verbreitungssubstrat in der Umwelt, grüne Pfeile (►): Sekundärmechanismen der Pathogenverbreitung, rote Pfeile (►): Resultierende neue Expositionen (nach SKELLY u. WEINSTEIN 2003, modifiziert).

Mögliche Mechanismen des Luft-eintrages

Keine deutlichen Verfrachtungen nach Emission?

Geflügelverarbeitung, Aerosole und Überlebensfähigkeit der Keime

...als Gleichnis für die Bedingungen in der BioAbluftRA

Perpetuation des Erregerkreislaufts oder...

Die Frage nach dem *Wie* einer Erregerverschleppung darf sich nicht nur auf rein bodenbürtige Ursachen beschränken, sondern muß den luftgetragenen Weg wie bei den Salmonellen mit einbeziehen. Neben dem Reentrainment kontaminierten Staubes wird typischerweise an der Einstreu-Stallluft-Grenzfläche ein Übertritt von Keimen in den aerogenen Zustand erfolgen, aus dem schließlich eine Verteilung im Stallinneren resultiert. *Campylobacter*-Nachweise in Ventilatorenschächten von Jungmasthühnerställen legen hiervon an der Schnittstelle Stall-Umwelt Zeugnis ab (HANSSON *et al.* 2007). Trotz hoher *Campylobacter*-Zellzahlen von  $10^5$  bis  $10^7$  pro Gramm Einstreu wurden in der Stallluft lediglich einmalig 2,2 Keime (ausgedrückt als *most probable number*, MPN) pro  $m^3$  gefunden (CHINIVASAGAM *et al.* 2009) oder der Kultivierungsversuch schlug gänzlich fehl, wie es OLSEN *et al.* (2009) für Luftproben aus zwei Gelfügelställen berichten. Wie bereits bei den Salmonellen ausgeführt, sehen CHINIVASAGAM *et al.* (2010) auch für *Campylobacter* nur geringe Möglichkeiten eines Transportes im lebenden Zustand jenseits von 20 m Entfernung vom Stall. Diese Ergebnisinterpretation wird gestützt von PEARSON *et al.* (1993), die in ihren Untersuchungen eine Lufroute als Grund von Kreuzkontaminationen zwischen räumlich getrennten Ställen von Jungmasthühnern ausschließen konnten. Dem widersprechen die jüngeren Untersuchungen von BULL *et al.* (2006), die *Campylobacter* spp. leewärtig aus in 30 m Entfernung genommenen Proben kultivieren konnten und als Beleg für die Möglichkeit aerogener Transmissionen zwischen Geflügelbeständen sahen. Offensichtlich spielen neben den Beprobungsumständen (z.B. Kolonisierungsgrad und damit Ausscheidungsaufkommen der Herde, Sammelstressphänomene) oder eventuellen Stamm- bzw. Serotypunterschieden gerade auch vitalitätsbegünstigende Umweltbedingungen eine wichtige Rolle, denn CHINIVASAGAM *et al.* (2009) räumen ein, daß die feuchten Bedingungen in geflügelverarbeitenden Betrieben vermutlich die Überlebensfähigkeit der *Campylobacter* im aerogenen Zustand verbessern. Auch wenn naturgemäß mit hohen *Campylobacter*-Freisetzungen in Geflügelschlachtereien gerechnet werden muß, sind dennoch die von WHYTE *et al.* (2001) dort durchschnittlich bestimmten Konzentrationen von 49 KBE  $m^{-3}$  ein Hinweis auf ein günstiges Umfeld, was dazu beiträgt, *Campylobacter*-Aerosole als Ausgang von Infektionen in der Arbeitnehmerschaft des geflügelverarbeitenden Gewerbes anzusehen (WILSON 2004). Für die Situation etwaiger *Campylobacter* in der Stallluft und der angeschlossenen BioAbluftRA dürfte das heißen, daß trotz der vergleichsweise geringen Tenazität des Keimes im luftgetragenen Zustand, eine stete Freisetzung der Mikroorganismen aus einem Tierbestand hilft, über die Zeit hinweg selbst marginale Mengen lebensfähiger *Campylobacter* in das naß-feuchte Biotop einer BioAbluftRA „hinüber zu retten“ und damit eine kumulierende und standorttreue *Campylobacter*-Mikroflora in der Anlage zu schaffen. Als chancenreich ist dies im Sinne von Frage (b) zu betrachten. Das Überleben der *Campylobacter* im Prozeßwasser und in den Biofilmen der BioAbluftRA muß nämlich berechtigterweise angenommen werden, wenn, wie oben zitiert, die aquatisch und auf Einzeller ausgerichteten affinen Merkmale der *Campylobacter* inklusive ihres Umweltstress kompensierenden VBNC-Status auch in BioAbluftRA eine Rolle spielen sollten.

Beschäftigt sich Frage (a) mit den Einträgen muß gleichwohl im Sinne von Frage (c) die Freisetzung der *Campylobacter* aus der BioAbluftRA thematisiert werden. Wie der Eintrag kann natürlich auch der Keimaustrag aus der BioAbluftRA über Vektoren erfolgen, doch soll hierzu im nächsten Kapitel ein bislang wenig beachteter Vorgang der luftgetragenen Rekontamination näher spezifiziert werden, der zu einer perpetuierenden Erregerreservoirbildung zwischen

*Hygienisierung ?* Stall und BioAbluftRA beitragen könnte. Die biologische Sicherheit von BioAbluftRA zu deklarieren, wird im wesentlichen auch davon abhängen, inwiefern die BioAbluftRA als Interventionsobjekt zur Hygienisierung von aus dem Stallumfeld kommenden Pathogenen beitragen können; ähnlich wie dies teilweise bereits für andere Keimtypen berichtet wurde (Gumborovirus, siehe Kapitel • 5.2). Diesbezüglich ist eine umfassende Beantwortung von Frage (d) nur durch zielgerichtete Untersuchungen konkretisierbar und verifizierbar.

#### 5.4.2 Mikrobielle Interaktion zwischen Stall und Abluftreinigungsanlage

*Räumliche Nähe zwischen Stall und BioAbluftRA* Ein noch so gutes Hygienemanagement im Stall wird dadurch konterkariert, wenn trotzdem unerwünschte Mikroorganismen ihren Weg von der BioAbluftRA in den Tierbereich finden. Neben der Keimverschleppung durch Menschen oder auch Schädner, darf besonders der luftgetragene Weg in diesem Szenario nicht vernachlässigt werden. Die räumliche Nähe zwischen Stall und BioAbluftRA läßt nämlich die Frage aufkommen, inwiefern die biopartikelartigen Reingasemissionen das unmittelbare atmosphärische Umfeld des Stalles soweit beeinflussen, daß Lüftungsanlagen der Tierhaltungen mit Biopartikel dotierte Außenluft ansaugen und damit BioAbluftRA-seitige Kontaminanten unkontrollierbar in den Tierbereich gelangen (**Abb. 73**); eine Situation, die insbesondere bei direkter windbedingter Anströmung einer BioAbluftRA und eines davon leeseitig unmittelbar angrenzenden Stalles auftreten kann. Expositionsgefahren für Nutztiere können daher nicht sicher ausgeschlossen werden. Hierbei könnte es zu klinisch sichtbaren Einbußen in der Tiergesundheit genauso kommen wie zu inapparenten Infektionen verbraucherschutzrelevanter Mikroorganismen, wie diese in Form von Salmonellen und Campylobakterien im vorangegangenen Kapitel vorgestellt wurden. Mit einer solchen Gefahrenidentifizierung wird schnell klar, daß eine Risikobewertung des Hygienestatus in der Tierproduktion unumgänglich ist, infolgedessen Maßnahmen zur Gefahrenabwehr nötigenfalls zu überdenken wären.

*Windinduzierter Stalleintrag*

*Indizienbeweis durch Windfeldmodelle* Außer der luvseitigen Kurzschlußsituation zwischen freigesetzten Reingas und angesaugter Stallzuluft existieren weitere windinduzierte Ereignisse, die einen Eintrag von Reingasanteilen in den Stall verursachen. Eine solche Gefahrenbeschreibung läßt sich durch die Anwendung geeigneter Windfeldmodelle tätigen, die die Luftströmung nach Richtung und Betrag im Nahbereich des Stalles berechnen. Solche Modelle werden beispielsweise zur Berechnung von Trajektorien eingesetzt, mit deren Hilfe die Ausbreitung emittierter Partikel entlang jener Trajektorien simuliert werden.

*Computerprogramm*

Das hier eingesetzte diagnostische Windfeldmodell entstammt dem computergestützten Programmpaket LASAT 2.9e zur Ausbreitungsberechnung (Ingenieurbüro Janicke, BR Deutschland, [www.janicke.de](http://www.janicke.de)). Das besagte Modell erzeugt aus Wetterdaten, Geländeprofil und Gebäudedaten ein Windfeld, daß auch der Umströmung von Gebäuden Rechnung trägt und dabei die in Lee auftretende Rezirkulation und die dortige erhöhte Turbulenz modelliert (JANICKE 2000).

*Musterställe*

An einer Musteranlage bestehend aus einem Stall und einer BioAbluftRA wurden verschiedene Windbedingungen definiert und ihre Auswirkungen auf die

*...und ihre  
Implementierung  
im Programm*

Strömungssituation im Nahbereich der Anlage geprüft. Bei einer Rasterweite von 1 m steht der Anlagenkomplex in einem 15.000 m<sup>2</sup> großen Rechengebiet mit einer Höhe von 30 m über Grund. Das Anwendungsprogramm berücksichtigt Gebäudeumrisse lediglich als Rechteck, Polygon oder Kreis, die über die Höhe als geometrische Figur komplettiert werden (z.B. Quader). Um schrägwinkeligen Verläufen von Gebäudeteilen wie Dächern zu genügen, ist eine Gebäudezusammensetzung aus n-Rechtecken verschiedener Höhen notwendig. Der Stall ist daher aus insgesamt 15 verschiedenen hohen Quadern (3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 10 m Höhe) gleicher Grundrißausdehnung (1 m x 40 m) zusammengesetzt, um einen Satteldachcharakter des Gebäudes anzudeuten. Die BioAbluftRA mit 1 m Höhe über Grund fügt sich direkt an die Längsseite des Stalles an (**Abb. 74**). Der Abstand zwischen der Oberfläche der BioAbluftRA und der Oberkante des ersten direkt anliegenden Quaders beträgt 2 m, was als Abstand zum längswandseitigen Zuluftbereich des Stalles (z.B. Traufe) anzusehen ist (vergleiche hierzu Abb. 73a).

*Definition der  
Windverhält-  
nisse*

Zur Strömungssimulation wurden Windverhältnisse ausgewählt, die die Gesamtanlage von 270° (W), 315° (NW), 330° (~NNW) und 360° (N) mit 2 bzw. 5 m sec<sup>-1</sup> anströmen (entspricht Windstärke 2 bis 3 nach Beaufort), um anhand unterschiedlicher Windrichtungen die Rezirkulationsgeschehnisse der Luft am Stall längsseitig (siehe Abb 73a) und giebelwandseitig (siehe Abb. 73b) zu verdeutlichen und in ihrer Bedeutung einzuschätzen. Die Bodenrauigkeit des Geländes war mit einer Rauigkeitslänge von 0,2 m angenommen worden, was der CORINE-Klasse *Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung* entspricht (IA LUFT 2002). Keine Berücksichtigung fand ein strukturiertes Geländeprofil, da hier eine ebene Fläche zum Tragen kam. Ein Beurteilungsgebiet als Ausschnitt innerhalb des Rechengebietes ist Grundlage der graphischen Darstellung der berechneten Windvektoren, die unter Anwendung des Computerprogramms ParaView 3.6.2 ([www.paraview.org](http://www.paraview.org)) in Szene gesetzt wurden.

*Rauigkeit*

*Rezirkulation  
im Leebereich*

Die Berechnungen zeigen, daß bei westseitiger Anströmung des Stalles sich ein Rezirkulationsgebiet über der östlich angegliederten BioAbluftRA andeutet (**Abb. 75a**). Die gezielte Hervorhebung der Strömungsvektoren in dem leeseitigen Raumteil läßt klar erkennen, wie die von der ursprünglichen Windrichtung entgegengesetzte Vektorenausrichtung ein „Mitreißen“ von aus der BioAbluftRA emittiertem Reingas bewirken könnte (**Abb. 75b**). Das Ansaugen eines über diesen Mechanismus verursachten Luft-Reingas-Gemisches entlang denkbarer längswandseitiger Trauföffnungen muß zwangsläufig zu einer Exposition der Tiere mit Reingasinhaltsstoffen im Stall führen.



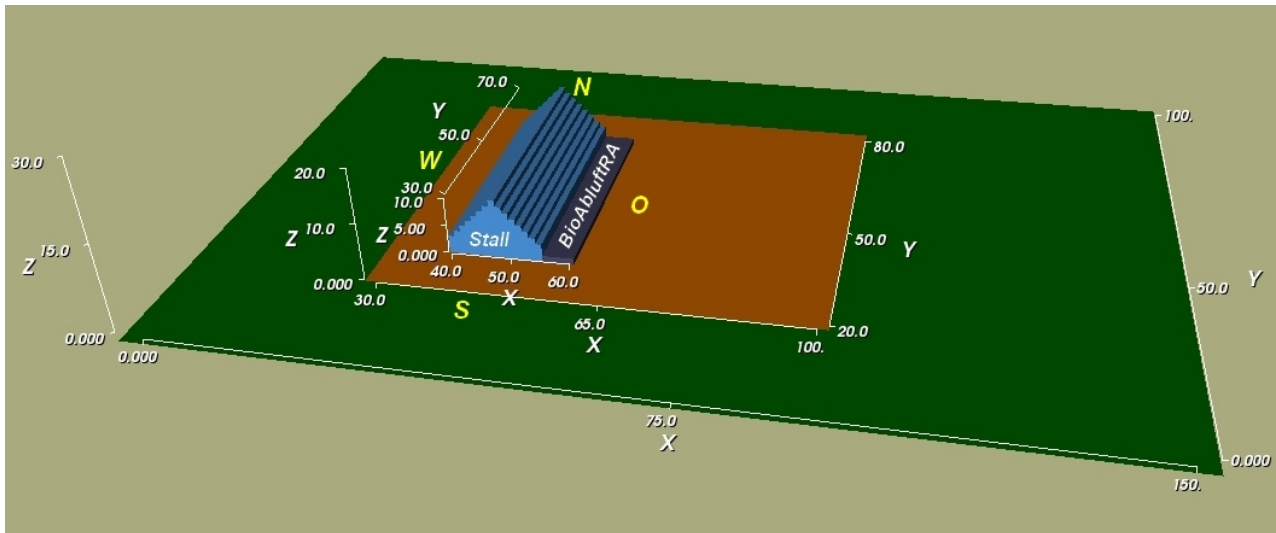


(a)



(b)

**Abb. 73:** Bauliche Beispiele zweier BioAbluftRA mit räumlicher Nähe zwischen Reingasfreisetzung und potentiell, stallseitigem Zuluftbereich (X), z.B. denkbare Trauf- (a) und sichtbare Luftkanalöffnungen (b).



**Abb. 74:** Windrichtung West und Nordwest: Koordinatengetreue Darstellung des für die Strömungsvisualisierung zugrundegelegten Rechen- (grün) und Beurteilungsgebietes (braun) für einen Musterstall mit längsseitig angeschlossener BioAbluftRA. Abmessungen des Rechengebietes (x, y, z): 150 m x 100 m x 30 m und des Beurteilungsgebietes: 70 m x 60 m x 20 m. Abmessungen des Stalles: 15 m x 40 m x 10 m, der BioAbluftRA: 5 m x 40 m x 1 m.

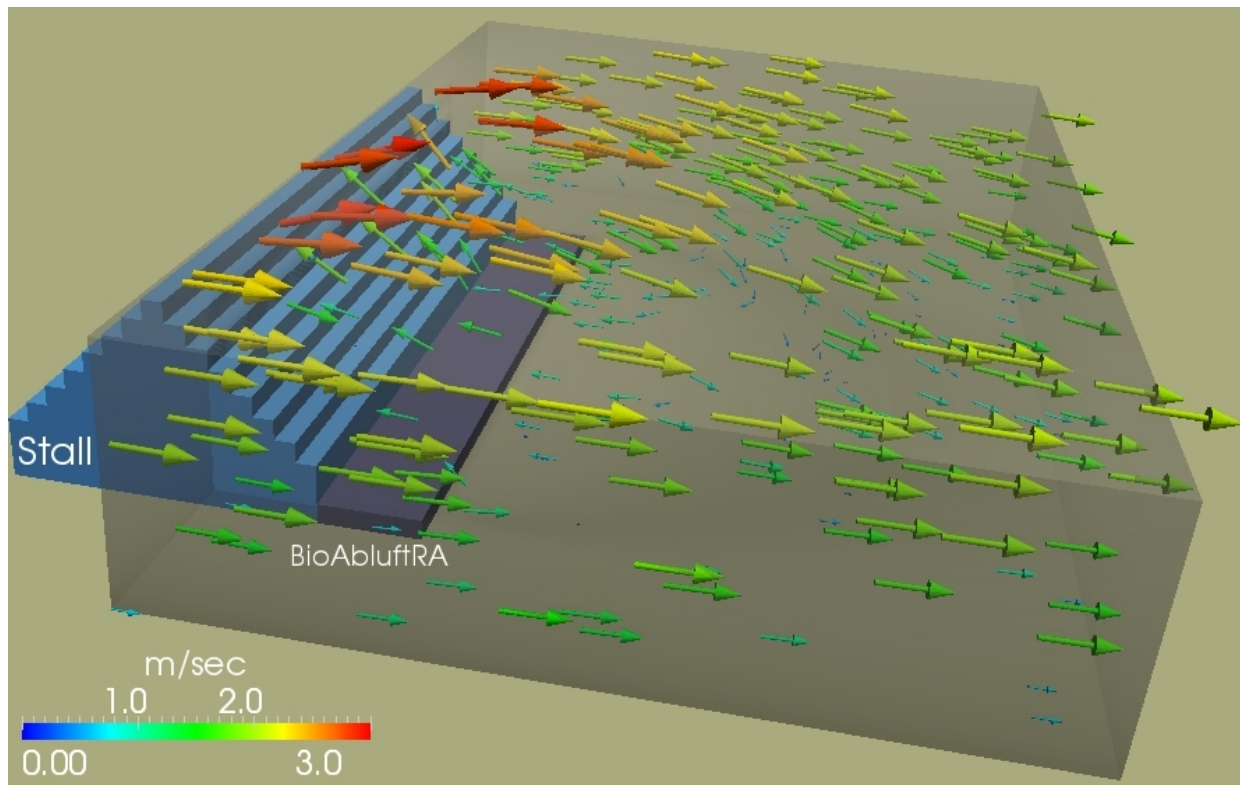
#### *Variation des Windes*

#### *Strömungslinien als Trajektorien für Partikel*

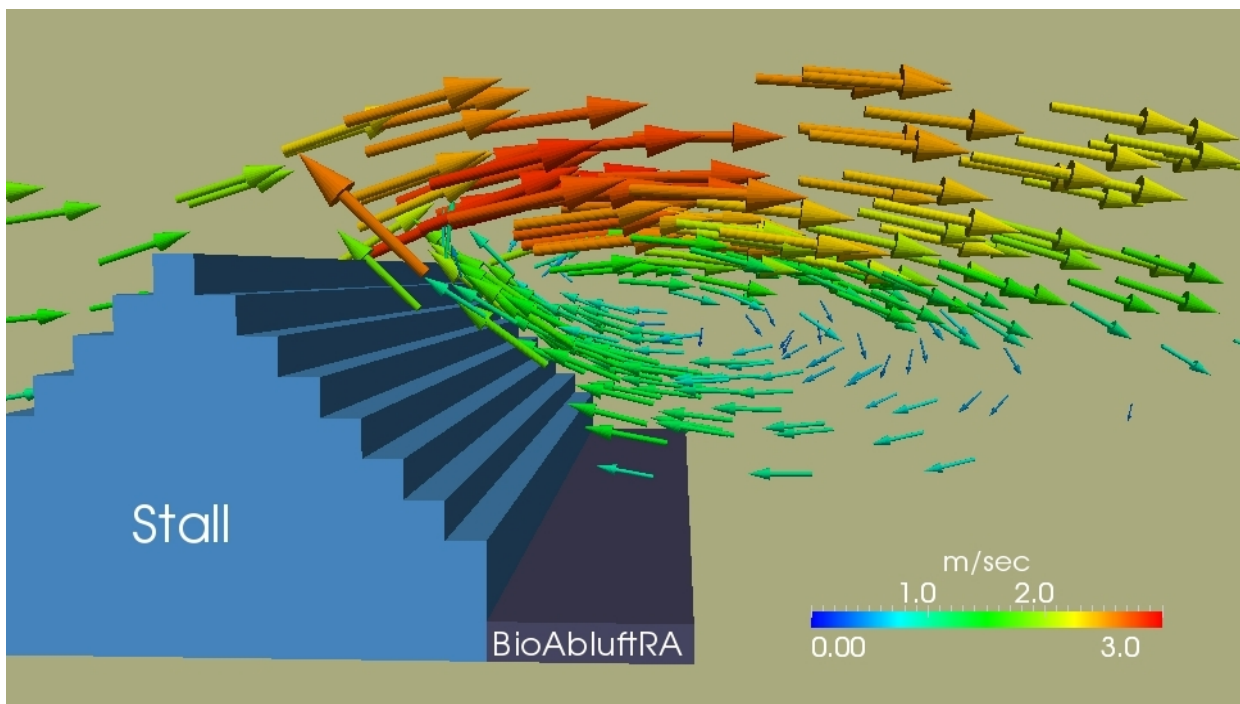
#### *Mitgerissene Partikel*

Unterschiedliche Windrichtungen lassen Veränderlichkeiten des Strömungsbildes im Umfeld von Stall und BioAbluftRA vermuten. Aus diesem Grund wurde zwei weitere Computersimulationen durchgeführt, die den Wind aus Nordwest mit  $2 \text{ m sec}^{-1}$  sowie aus nahezu NNW mit  $5 \text{ m sec}^{-1}$  unter Beibehaltung aller anderen Randbedingungen berücksichtigten. Auf den ersten Blick zeigt sich bei der geringer angesetzten Windstärke zunächst ein wenig deutliches Bild auf der Leeseite, wo allenfalls ein kleines Turbulenzfeld im Südostbereich der BioAbluftRA auszumachen ist (**Abb. 76a**). Klarer hervorhebbar wird das östliche Windfeld dann, wenn aus dem Vektorfeld zusammenhängende Strömungslinien mit Hilfe des Runge-Kutta-Verfahrens generiert werden, die den steten räumlichen Verlauf durchgehend visualisieren helfen und als Pfad für den Transport von Partikeln angesehen werden können (**Abb. 76b**). Erkennbar wird jetzt, daß offensichtlich nicht über die gesamte Längenausdehnung der BioAbluftRA eine stallwärts gerichtete Turbulenz wie unter West-Wind auftritt, sondern im Südost-Bereich der Anlage unter dem Eindruck einer schraubenförmigen Windrotation ein Luftwalzenabschnitt entsteht, der zumindest dort über die BioAbluftRA streicht und Biopartikel empor reißt. Reingaseintritte in den Stall scheinen daher unter dieser Betrachtungsweise ebenfalls möglich zu sein.



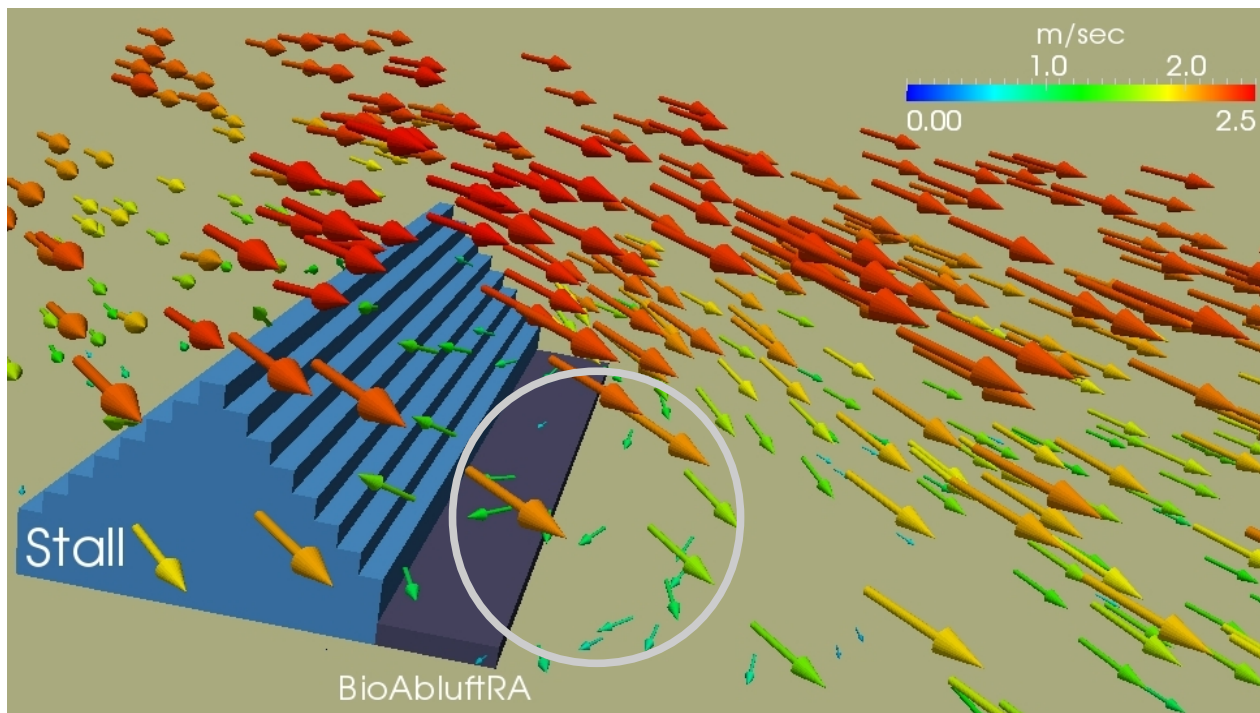


(a)

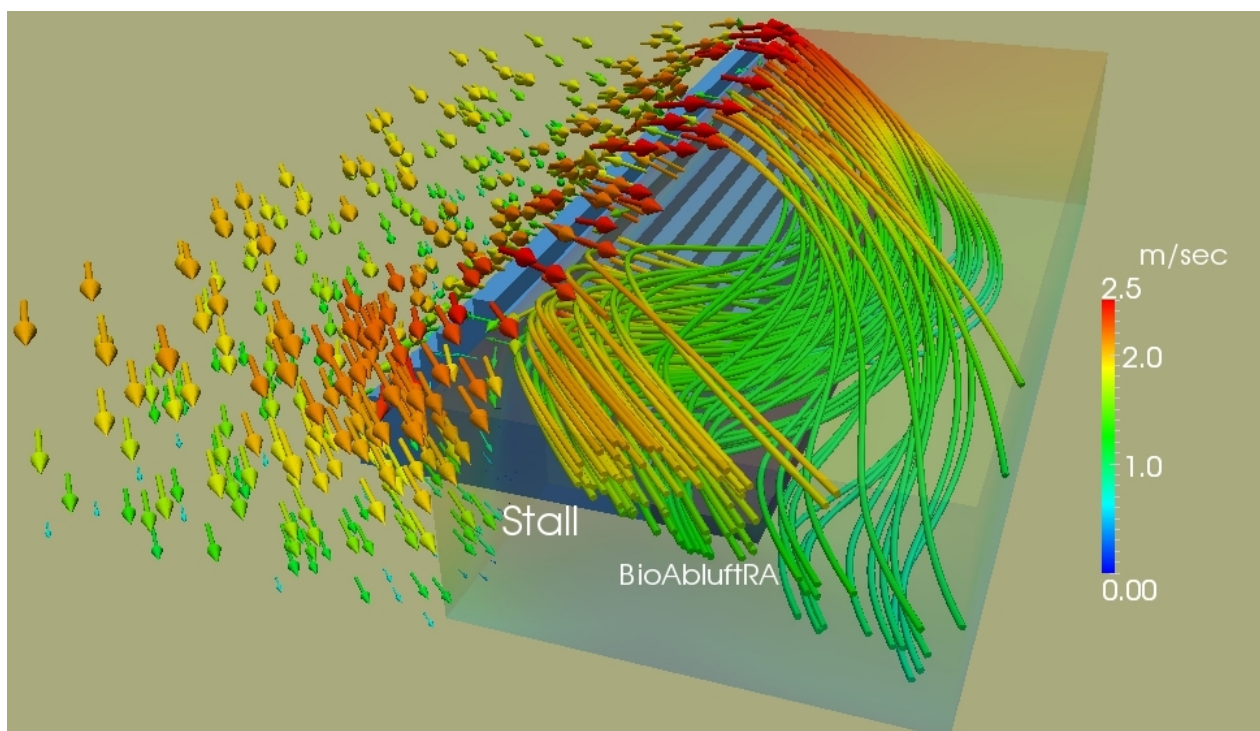


(b)

**Abb. 75:** (a) Räumlicher Ausschnitt (40 m x 60 m x 12 m) des leeseitigen Vektorfeldes im Beurteilungsgebiet der Gesamtanlage Stall und BioAbluftRA. Bedingungen: Westwind mit  $2 \text{ m sec}^{-1}$ , Rauigkeitslänge 0,2 m. (b) Ausschnitt der leewärtigen Wirbelbildung mit einer deutlich erkennbaren Strömungsumkehr oberhalb der BioAbluftRA.



(a)



(b)

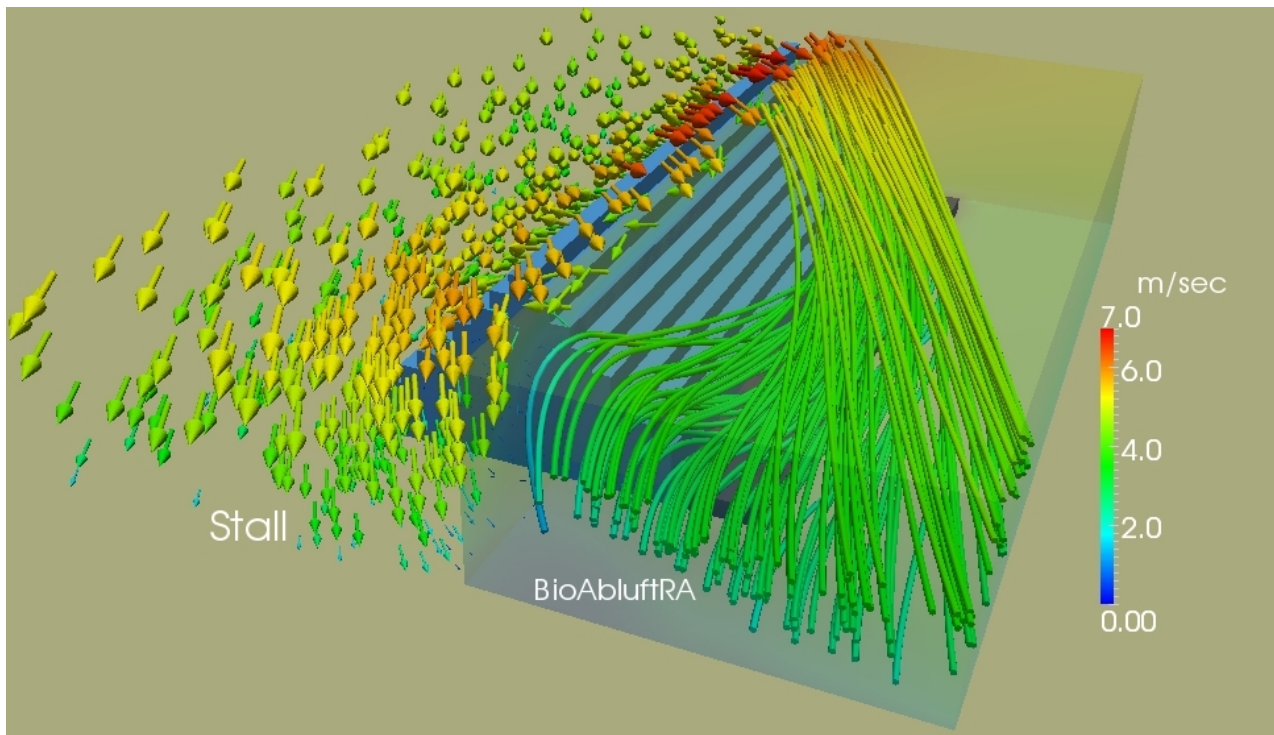
**Abb. 76:** (a) Durch modellierte Vektoren kenntlich gemachtes Windfeld an der Gesamtanlage bei NW-Wind mit  $2 \text{ m sec}^{-1}$  und einer Rauigkeitslänge von  $0,2 \text{ m}$ . Beachte die im Kreis angedeuteten BioAbluftRA-gerichteten, später stallorientierten Vektoren, die in (b) durch ein zusammenhängendes Nord-Süd-gerichtetes Stromlinienbündel als räumlicher Ausschnitt (transparent,  $20 \text{ m} \times 60 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ ) verstärkt dargestellt sind.



*Änderung der  
Turbulenzgeo-  
metrie*

Das Ausscheren des Windes mehr in Richtung Nord wie auch die Erhöhung der Windstärke auf  $5 \text{ m sec}^{-1}$  führt dazu, daß Anteile des in Firsthöhe hinwegströmenden Windes entlang einer NNW-SSO-Achse ausgerichtet sind. Demgegenüber steht ein drallbetonter Strömungsabschnitt, wenn auch nicht so ausgeprägt wie unter Abb. 76b zu sehen, der eine Ablenkung in Richtung BioAbluftRA erfährt (Abb. 77). Auffällig ist hierbei, daß neben einer mehr anlagenparallelen Strömungsrichtung die von unten nach oben verlaufenden „schaufelnden“ Bewegungen des Stromlinienbündels merkbar geringer ausgeprägt sind als in Abb. 76b vergleichsweise wahrzunehmen ist. Aus dieser Beobachtung läßt sich schließen, daß windinduzierte Stalleinträge von BioAbluftRA-Biopartikeln unter den dargestellten Bedingungen vermutlich geringer ausfallen, das Risiko also eher niedriger als für die Situation in Abb. 76b anzusetzen ist.

*Anderer Wind,  
anderes Risiko*



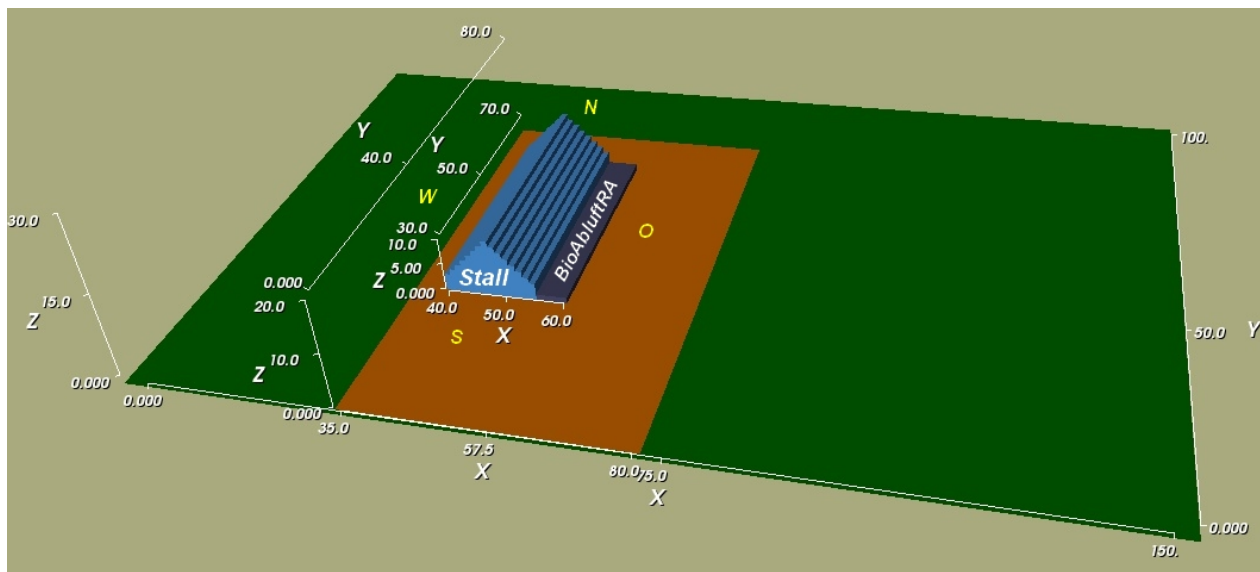
**Abb. 77:** Strömungssituation an der Gesamtanlage bei einer Windgeschwindigkeit von  $5 \text{ m sec}^{-1}$ . Bei einer Rauheitslänge von  $0,2 \text{ m}$  kommt der Wind aus  $330^\circ$  ( $\sim$ NNW). In einem transparenten Raumausschnitt von  $20 \text{ m} \times 60 \text{ m} \times 10 \text{ m}$  ist ein zusammenhängendes NNW-SSO-verlaufendes Stromlinienbündel dargestellt.

*Giebelwand-  
seitige Strömung*

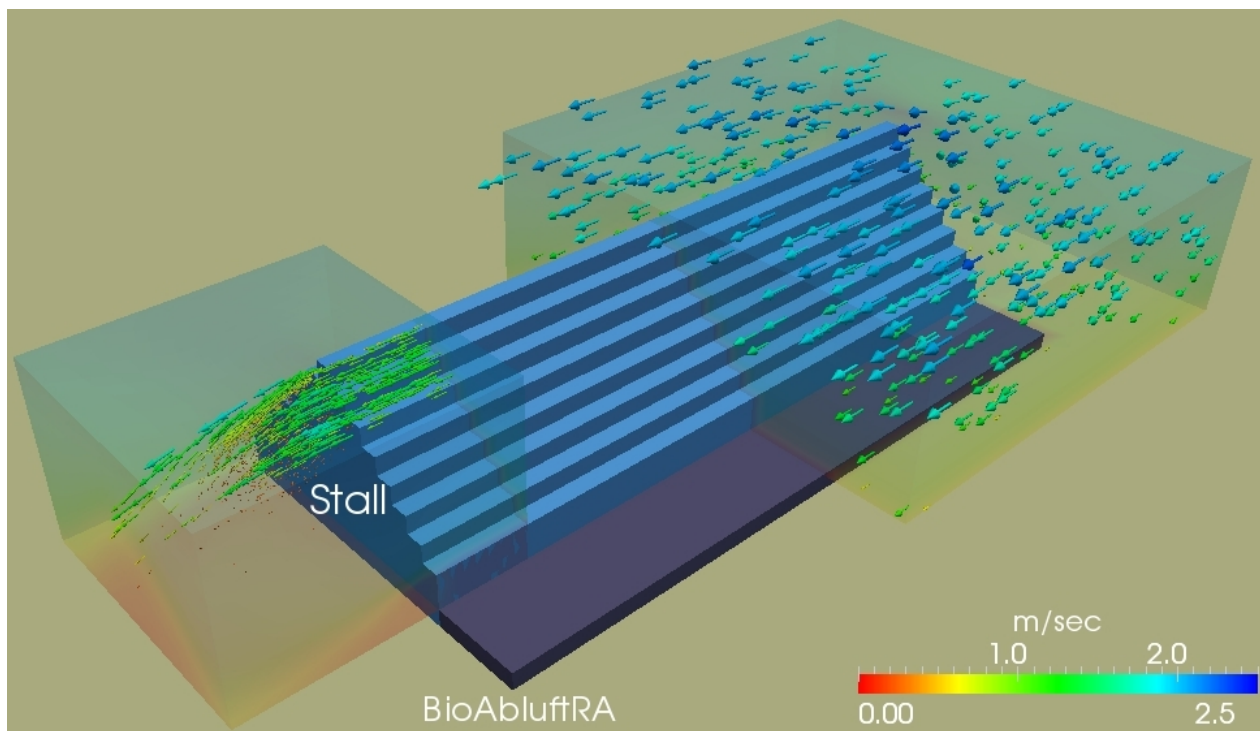
Beim Anblick von Abbildung 73b keimt die Frage auf, inwiefern auch dort leeseitig über der BioAbluftRA eine Verwirbelung mit Reingastransport in Richtung Zuluftöffnungen eines Stalles auftreten könnte. Ein mit  $2 \text{ m sec}^{-1}$  über die Längsachse des Musterstalles hinwegziehender Wind zeigt erwartungsgemäß keine Richtungsabkehr entlang der Gebäudestrukturen (Abb. 78). Rein optisch ändert sich dieses Bild jedoch auf der südwardigen Giebelwandseite, deren Umfeld bei Vergrößerung der dortigen Raumverhältnisse gleichwohl eine, wenn auch von geringen Strömungsgeschwindigkeiten geprägte Rezirkulation zeigt und daher ebenfalls den Reingasabtransport in Richtung Stall verursachen könnte (Abb. 79), falls sich giebelseitig eine BioAbluftRA befinden würde.

*Verebbung der  
Rezirkulation*



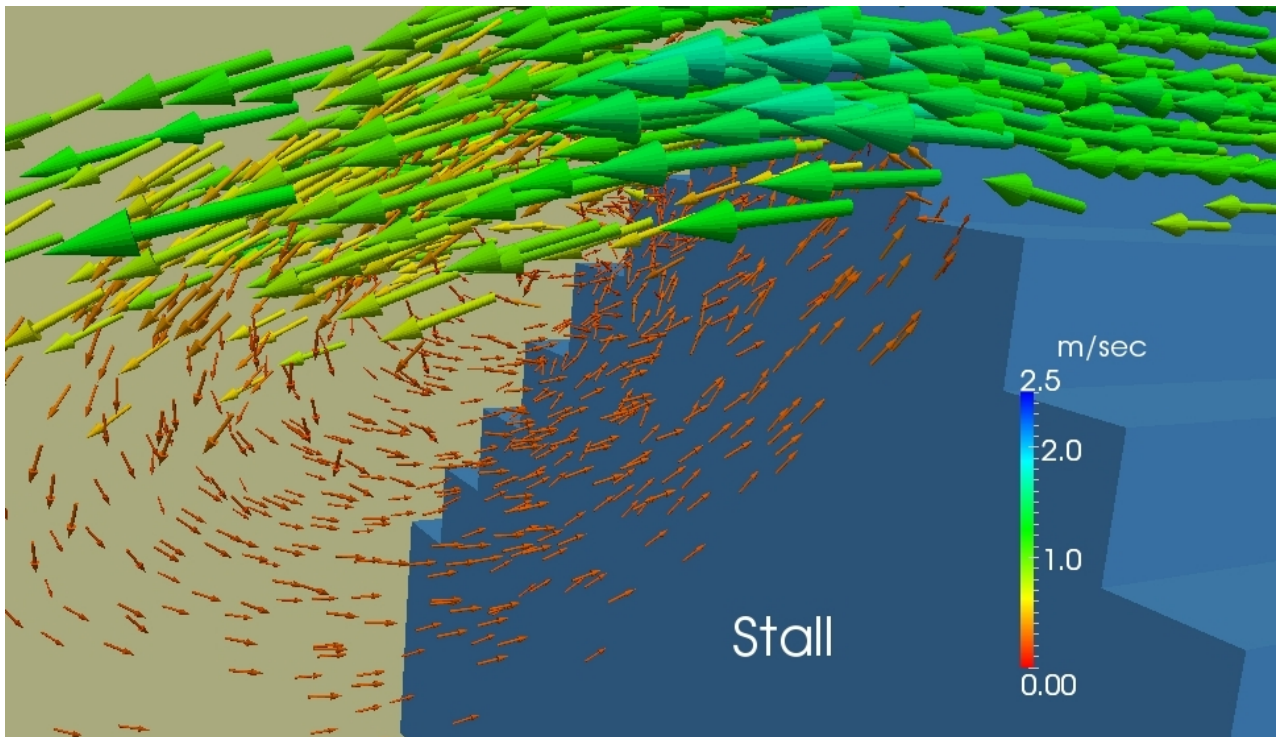


(a)



(b)

**Abb. 78:** (a) Windrichtung Nord: Koordinatengetreue Darstellung des für die Strömungsvisualisierung zugrundegelegten Rechen- (grün) und Beurteilungsgebietes (braun) für einen Musterstall mit längsseitig angeschlossener BioAbluftRA. Abmessungen des Rechengebietes (x, y, z): 150 m x 100 m x 30 m und des Beurteilungsgebietes: 45 m x 80 m x 20 m. Abmessungen des Stalles: 15 m x 40 m x 10 m, der BioAbluftRA: 5 m x 40 m x 1 m. (b) Transparente Raumausschnitte innerhalb des Beurteilungsgebietes mit Windvektoren. An der südwardigen Giebelwandseite des Stalles zeichnet sich ein Abbruch der horizontalen Strömung mit teilweiser Strömungsumkehr ab, die in Abbildung 79 detaillierter herausgestellt ist.



**Abb. 79:** Wirbelbildung mit geringem Geschwindigkeitsprofil an der leeseitigen Giebelwandseite des von Norden angeströmten Stalles (siehe Abb. 78).

*Hygienevorschrift  
nach EG-VO*

Die vorstehenden Aussagen haben in einem ersten theoretischen Ansatz nachvollziehbar zeigen können, daß die direkte Nachbarschaft von Tierhaltung und BioAbluftRA ein von den Windverhältnissen abhängiges Hygieneproblem im Stall darstellen kann, so daß die allgemeinen Hygienevorschriften des Anhang I der EG-VO 852/2004 im Sinne der Verhinderung der Kontamination durch Bestandteile der Luft als nicht jederzeit einhaltbar gelten müssen. Umso mehr ist es wichtig, die gewonnenen Erkenntnisse mit Hilfe eigens dafür anwendbarer Computerprogramme aus dem Bereich *Computational Fluid Dynamics* (CFD, numerische Strömungsmechanik) zu verifizieren, da das hier benutzte diagnostische Windfeldmodell nur rudimentäre Möglichkeiten bietet (z.B. stufenförmiges Dach), um komplexe (Um-)Strömungen an universell geformten geometrischen Körpern zu simulieren. Unnötig zu erwähnen, daß unter Verwendung standortspezifischer Wetterstatistiken nicht nur Aussagen über die Anzahl der Jahresstunden mit direkter luvwärtiger Anströmung möglich wären, sondern auch leeseitige Luftrezirkulationen kalkulierbar wären, die kausal an einer Kontamination des Stallinneren beteiligt sein könnten.

*Anwendung  
präziserer  
Modelle*

*Abgleich  
zwischen Wetter-  
statistik, Stand-  
ort und  
Anlagenaus-  
richtung*

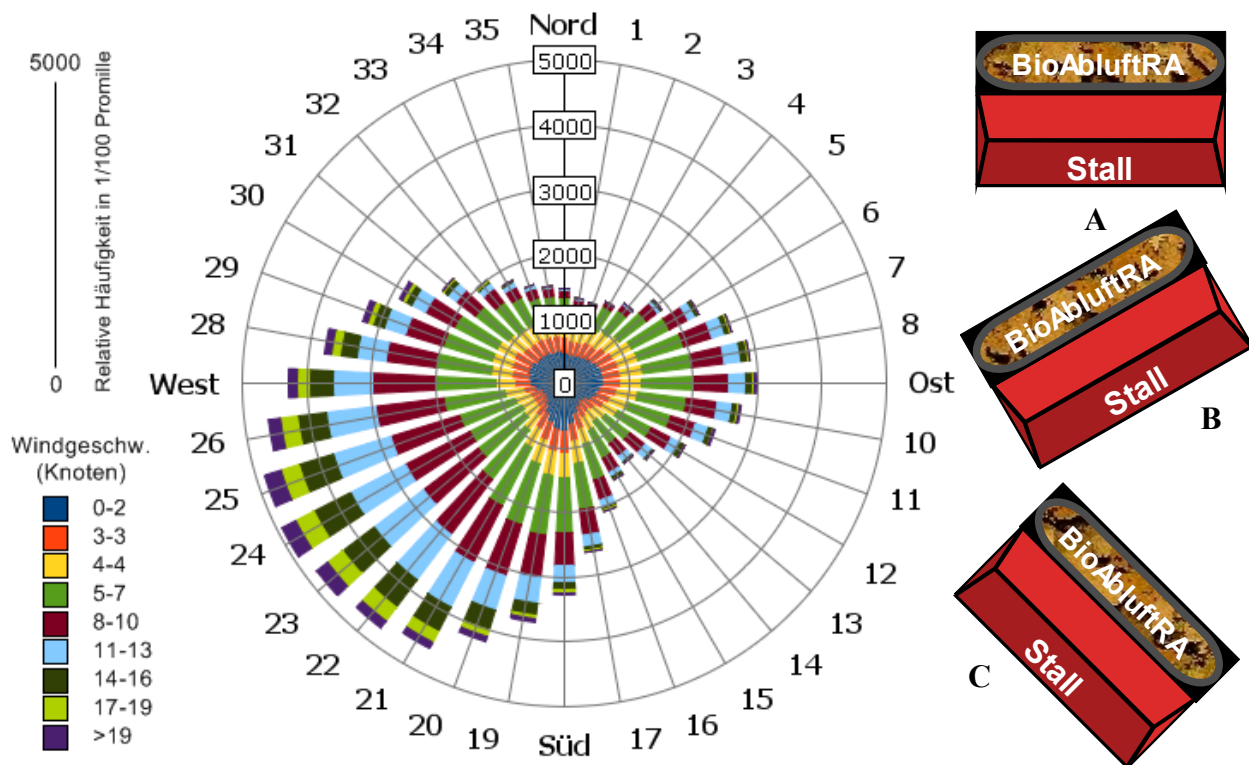
Gerade auch die qualitativen Unterschiede der entstehenden Strömungsmuster (Abb. 76b vs. Abb. 77) lassen erahnen, daß bereits während der Planungsphase von Stallneubauten mit BioAbluftRA, das räumliche Arrangement untereinander wie auch die Standortwahl im Sinne einer Gefahrenabwehr zu berücksichtigen wäre. So müßte versucht werden, eine Gesamtanlage wie die in Abb. 73a im Gelände derart zu platzieren, daß Windgegebenheiten entsprechend denen in **Abbildung 80** wenig Anlaß für das geschilderte Problem des Stalleintritts von Reingasbioaerosolen bieten. Eine Ausrichtung der BioAbluftRA näherungsweise entlang der Ost-West-

Anströmungs-  
häufigkeiten für  
Fall 1

...und Fall 2...

sowie Fall 3

Achse würde in diesem Sinne eine Option darstellen, da innerhalb der Sektoren von 70-110° bzw. von 250-290° in 34,6% der Jahresstunden ein nicht unerheblicher Anteil des Windes den Anlagenkomplex nahezu achsenparallel anströmen würde (siehe Abb. 80, A) und daher eher mit einem Forttragen der Reingasbiopartikel zu rechnen wäre, ohne daß ein unmittelbarer Wiedereintritt in den Stall zu befürchten wäre. Auffällig ist nur, daß für die niedrigeren Windgeschwindigkeiten bis etwa 7 Knoten ein Schwerpunkt der Windrichtung auch im Süden liegt. Da hier die BioAbluftRA im Norden des Stalles liegt, könnte jener die BioAbluftRA abschirmen, gleichwohl Rezirkulationen über der Reingasemissionsfläche nicht auszuschließen sind (siehe Abb. 75). Die Ausrichtung der Gesamtanlagenachse entlang der Hauptwindrichtung, die hier auf der Windrose zwischen 210° und 240° angenommen wird, ist eine weitere denkbare Alternative (siehe Abb. 80, B), um inklusive der komplementären Windrichtung von 30° bis 60° mit 26,3% der Jahresstunden möglichst wenig ungünstige Wiedereintrittsmomente durch direkten Staudruck und Rezirkulationen zu verursachen. Dies läßt sich dadurch kontrastieren, indem der Anlagenkomplex bei einer Nordwest-Südostausrichtung (Sektoren 300-330° und 120-150°) lediglich zu 16,1% der Jahresstunden in günstigere Anströmungssituationen gelangt (siehe Abb. 80, C). Ob diese Szenarien als Präventionsoption in der Praxis zum Tragen kommen könnten, sollte mit Mitteln von CFD-Modellierungen an unterschiedlichen Anlagegeometrien in Abhängigkeit von standortspezifischen Windverhältnissen eruiert werden. Davon unbenommen sind außerdem windbrechende Elemente (Anpflanzungen) denkbar.



**Abb. 80:** Relative Jahreshäufigkeitsverteilung der Windrichtungen in Dekagraden und ihrer assoziierten Windgeschwindigkeiten (Windgeschw.) in Knoten (0 bis > 19) am Beispiel des Standortes Diepholz, BR Deutschland. Daten des DWD für den Zeitraum von 1981 bis 1990. A: Anlagenkomplex in Ost-West-Ausrichtung mit ähnlicher Anströmungshäufigkeit von Osten und Westen, B: Lage des Komplexes entlang der Südwest-Hauptwindrichtung, C: Ungünstige Ausrichtung durch übermäßig häufige Anströmungssituationen.

Ausbreitungs-  
berechnung

Errechnete Zu-  
satzbelastung

Spezifizierung  
des Stalleintrages  
und Nachprüf-  
barkeit

Nach der hiesigen Gefahrenidentifizierung und Gefahrenbeschreibung ist eine Expositionsabschätzung nur im Zusammenspiel zwischen einer Strömungssimulation am Gebäudekomplex und einer Ausbreitungsberechnung sinnvoll. Dazu ist es zwingend notwendig, belastbare Daten über die Quellstärke spezifischer, hygienisch bedenklicher Biopartikel aus der BioAbluftRA vorliegen zu haben. Die schließlich ermittelten Zusatzbelastungen außerhalb des Stalles könnten in erster Näherung als Ursache gleicher Zusatzkonzentrationen im Stall angenommen werden, wenn von einer statisch konstanten Situation ausgegangen wird (konstante Zusatzbelastung bei gleicher Lufrate des Stalles) und Abmangelungseffekte (z.B. Impaktionsverluste) entlang eines kanalisierten Zuluftsystems unberücksichtigt bleiben. Dies böte in letzter Konsequenz dann tatsächlich die Möglichkeit einer ersten Risikobeschreibung, deren Nachprüfbarkeit anhand von Messungen qualitativ und quantitativ schließlich vorzunehmen ist.

### 5.4.3 Quellennachweis

ABULREESH, H.H.; PAGET, T.A.; GOULDER, R. (2006): *Campylobacter* in waterfowl and aquatic environments: Incidence and methods of detection. *Environmental Science and Technology*, 40, 7122-7131.

ANGERSBACH-HEGER, S. (2002): Untersuchungen zur Emission und Verfrachtung luftgetragener Mikroorganismen von der Auslauffläche einer Legehennenfreilandhaltung. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 176 S.

ANONYM (2002): 4 *Campylobacter*, *Arcobacter* und *Heliobacter*. Kompendium der veterinärmedizinischen Bakteriologie, Institut für Veterinärbakteriologie, Veterinärmedizinische Fakultät, Universität Bern, Schweiz, <http://www.vetmed.unibe.ch/vbi/downloads>

AXELSSON-OLSSON, D.; ELLSTRÖM, P.; WALDENSTRÖM, J.; HAEMIG, P.D.; BRUDIN, L.; OLSEN, B. (2007): *Acanthamoeba-Campylobacter* coculture as a novel method for enrichment of *Campylobacter* species. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 6864-6869.

AXELSSON-OLSSON, D.; WALDENSTRÖM, J.; BROMAN, T.; OLSEN, B.; HOLMBERG, M. (2005): Protozoan *Acanthamoeba polyphaga* as a potential reservoir for *Campylobacter jejuni*. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 987-992.

BAFFONE, W.; CASAROLI, A.; CITTERIO, B.; PIERFELICI, L.; CAMPANA, R.; VITTORIA, E.; GUAGLIANONE, E.; DONELLI, G. (2006): *Campylobacter jejuni* loss of culturability in aqueous microcosms and ability to resuscitate in a mouse model. *International Journal of Food Microbiology*, 107, 83-91.

BARÉ, J.; SABBE, K.; VAN WICHELEN, J.; VAN GREMBERGHE, I.; D'HONDT, S.; HOUP, K. (2009): Diversity and habitat specificity of free-living protozoa in commercial poultry houses. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 1417-1426.



BfR (2006): Entwicklung von Handlungsoptionen zur Reduzierung von *Campylobacter* spp. im Geflügelbereich. Bundesinstitut für Risikobewertung, BR Deutschland, 8 S.

[http://www.bfr.bund.de/cm/208/entwicklung\\_von\\_handlungsoptionen\\_zur\\_reduzierung\\_von\\_campylobacter\\_spp\\_im\\_geflugelbereich.pdf](http://www.bfr.bund.de/cm/208/entwicklung_von_handlungsoptionen_zur_reduzierung_von_campylobacter_spp_im_geflugelbereich.pdf)

BÖHM, R. (1986): Bakterienbedingte Risiken beim Tränk- und Brauchwasser und Vorschläge für Standards. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift*, 93, 289-291.

BULL, S.A.; ALLEN, V.M.; DOMINGUE, G.; JØRGENSEN, F.; FROST, J.A.; URE, R.; WHYTE, R.; TINKER, D.; CORRY, J.E.; GILLARD-KING, J.; HUMPHREY, T.J. (2006): Sources of *Campylobacter* spp. colonizing housed broiler flocks during rearing. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 645-652.

BUSWELL, C.M.; HERLIHY, Y.M.; LAWRENCE, L.M.; MCGUIGGAN, J.T.; MARSH, P.D.; KEEVIL C.W.; LEACH, S.A. (1998): Extended survival and persistence of *Campylobacter* spp. in water and aquatic biofilms and their detection by immunofluorescent-antibody and -rRNA staining. *Applied and Environmental Microbiology*, 64, 733-741.

CHINIVASAGAM, H.N.; TRAN, T.; MADDOCK, L.; GALE, A.; BLACKALL, P.J. (2009): Mechanically ventilated broiler sheds – a possible source of aerosolized *Salmonella*, *Campylobacter*, and *Escherichia coli*. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 7417-7425.

CHINIVASAGAM, H.N.; TRAN, T.; MADDOCK, L.; GALE, A.; BLACKALL, P.J. (2010): The aerobiology of the environment around mechanically ventilated broiler sheds. *Journal of Applied Microbiology*, 108, 1657-1667.

COOK, K.L.; BOLSTER, C.H. (2007): Survival of *Campylobacter jejuni* and *Escherichia coli* in groundwater during prolonged starvation at low temperatures. *Journal of Applied Microbiology*, 103, 573-583.

DEDIÉ, K.; BOCKEMÜHL, J.; KÜHN, H.; VOLKMER, K.-J.; WEINKE, T. (1993): Bakterielle Zoonosen bei Tier und Mensch. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, BR Deutschland, 437 S.

DINTER, P.S.; MÜLLER, W. (1988): Die Tenazität von Bakterien im luftgetragenen Zustand. VI. Mitteilung: Tenazität luftgetragener *S. senftenberg*. *Zentralblatt für Bakteriologie und Hygiene B*, 186, 278-288.

EFSA (2009): Analysis of the baseline survey on the prevalence of *Salmonella* in holdings with breeding pigs in the EU, 2008. Part A: *Salmonella* prevalence estimates. *The EFSA Journal* 2009; 7(12), 1377, 93 pp.

EFSA (2010): The Community Summary Report on trends and sources of zoonoses, zoonotic agents and food-borne outbreaks in the European Union in 2008, European Food Safety Authority, *The EFSA Journal* 2010, 1496, 288 pp.



EG-VO 178/2002: Verordnung (EG) Nr. 178/2002 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2002 zur Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit, 24 S.

EG-VO 852/2004: Verordnung (EG) Nr. 852/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über Lebensmittelhygiene, 19 S.

EG-VO 2160/2003: Verordnung (EG) Nr. 2160/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. November 2003 zur Bekämpfung von Salmonellen und bestimmten anderen durch Lebensmittel übertragbaren Zoonoserregern, 15 S.

ENGBERG, J.; GERNER-SMIDT, P.; SCHEUTZ, F.; MØLLER NIELSEN, E.; ON, S.L.W.; MØLBAK, K. (1998): Water-borne *Campylobacter jejuni* infection in a Danish town - a 6-week continuous source outbreak. *Clinical Microbiology and Infection*, 4, 648-656.

EXNER, M.; TUSCHEWITZKI, G.J. (1994): Aktuelle hygienisch-mikrobiologische Aspekte der Trinkwasserhygiene. *Forum Städte-Hygiene*, 45, 57-63.

FALLSCHISSEL, K.; KÄMPFER, P.; JÄCKEL, U. (2009): Direct detection of *Salmonella* cells in the air of livestock stables by real-time PCR. *Annals of Occupational Hygiene*, 53, 859-868.

FARZAN, A.; FRIENDSHIP, R.M.; COOK, A.; POLLARI, F. (2010): Occurrence of *Salmonella*, *Campylobacter*, *Yersinia enterocolitica*, *Escherichia coli* O157 and *Listeria monocytogenes* in swine. *Zoonoses Public Health*, 57, 388-396.

HANSSON, I.; VÅGSHOLM, I.; SVENSSON, L.; ENGVALL, E.O. (2007): Correlations between *Campylobacter* spp. prevalence in the environment and broiler flocks. *Journal of Applied Microbiology*, 103, 640-649.

HARBAUGH, E.; TRAMPEL, D.; WESLEY, I.; HOFF, S.; GRIFFITH, R.; HURD H.S. (2006): Rapid aerosol transmission of *Salmonella* among turkeys in a simulated holding-shed environment. *Poultry Science*, 85, 1693-1699.

HOLT, P.S.; MITCHELL, B.W.; GAST, R.K. (1998): Airborne horizontal transmission of *Salmonella enteritidis* in molted laying hens. *Avian Diseases*, 42, 45-52.

HUTCHISON, M.L.; WALTERS, L.D.; AVERY, S.M.; SYNGE, B.A.; MOORE, A. (2004): Levels of zoonotic agents in British livestock manures. *Letters in Applied Microbiology*, 39, 207-214.

JACKSON, D.N.; DAVIS, B.; TIRADO, S.M.; DUGGAL, M.; VAN FRANKENHUYZEN, J.K.; DEAVILLE, D.; WIJESINGHE, A.K.; TESSARO, M.; TREVORS, J.T. (2009): Survival mechanisms and culturability of *Campylobacter jejuni* under stress conditions. *Antonie van Leeuwenhoek*, 96, 377-394.

JANICKE, L. (2000): Ausbreitungsmodell LASAT®. Referenzbuch zu Version 2.9, 155 S.

- JONES, K. (2001): *Campylobacter* in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology*, 90, 68S-79S.
- KETLEY, J.M. (1997): Pathogenesis of enteric infection by *Campylobacter*. *Microbiology*, 143, 5-21.
- KOENRAAD, P.M.F.J.; ROMBOUTS, F.M.; NOTERMANS, S.H.W. (1997): Epidemiological aspects of thermophilic *Campylobacter* in water-related environments: A review. *Water Environment Research*, 69, 52-63.
- LEACH, S.A. (1997): Growth, survival and pathogenicity of enteric campylobacters. *Reviews in Medical Microbiology*, 8, 113-124.
- LÉTOURNEAU, V.; DUCHAINE, C.; CÔTÉ, C.; LETELLIER, A.; TOPP, E.; MASSÉ, D. (2010): Presence of zoonotic pathogens in physico-chemically characterized manures from hog finishing houses using different production systems. *Bioresource Technology*, 101, 4048-4055.
- MCDERMID, A.S.; LEVER, M.S. (1996): Survival of *Salmonella enteritidis* PT4 and *Salm. Typhimurium* Swindon in aerosols. *Letters in Applied Microbiology*, 23, 107-109.
- MELSE, R.W.; TIMMERMAN, M. (2009): Sustainable intensive livestock production demands manure and exhaust air treatment technologies. *Bioresource Technology*, 100, 5506-5511.
- MILLNER, P.D. (2009): Bioaerosols associated with animal production operations. *Bioresource Technology*, 100, 5379-5385.
- MÜLLER, W.; GRÖNING, K.; HARTMANN, F. (1981): Die Tenazität von Bakterien im luftgetragenen Zustand. I. Mitteilung: Experimentelle Untersuchungen zur Bestimmung der Absterbekonstante  $\beta_{\text{biol}}$  für *E. coli*, *Salmonella* spp. und *P. multocida*. *Zentralblatt für Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten und Hygiene. Erste Abteilung Originale. Reihe B: Hygiene, präventive Medizin*, 172, 367-376.
- NÄTHER, G.; ALTER, T.; MARTIN, A.; ELLERBROEK, L. (2009): Analysis of risk factors for *Campylobacter* species infection in broiler flocks. *Poultry Science*, 88, 1299-1305.
- OLIVEIRA, C.J.B.; CARVALHO, L.F.O.S.; GARCIA, T.B. (2006): Experimental airborne transmission of *Salmonella Agona* and *Salmonella Typhimurium* in weaned pigs. *Epidemiology and Infection*, 134, 199-209.
- OLSEN, K.N.; LUND, M.; SKOV, L.; CHRISTENSEN, L.S.; HOORFAR, J. (2009): Detection of *Campylobacter* bacteria in air samples for continuous real-time monitoring of *Campylobacter* colonization in broiler flocks. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 2074-2078.
- PAGNIER, I.; RAOULT, D.; LA SCOLA, B. (2008): Isolation and identification of amoeba-resisting bacteria from water in human environment by using an *Acanthamoeba polyphaga* co-culture procedure. *Environmental Microbiology*, 10, 1135-1144.

- PEARSON, A.D., GREENWOOD, M.; HEALING, T.D.; ROLLINS, D.; SHAHAMAT, M.; DONALDSON, J.; COLWELL, R.R. (1993): Colonization of broiler chickens by waterborne *Campylobacter jejuni*. *Applied and Environmental Microbiology*, 59, 987-996.
- PILLAI, S.D.; WIDMER, K.W.; DOWD, S.E.; RICKE, S.C. (1996): Occurrence of airborne bacteria and pathogen indicators during land application of sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 296-299.
- PROUX, K.; CARIOLET, R.; FRAVALO, P.; HOUDAYER, C.; KERANFLECH, A.; MADEC, F. (2001): Contamination of pigs by nose-to-nose contact or airborne transmission of *Salmonella Typhimurium*. *Veterinary Research*, 32, 591-600.
- ROLLE, M.; MAYR, A. (1984): Medizinische Mikrobiologie, Infektions- und Seuchenlehre für Tierärzte, Biologen und Agrarwissenschaftler. Enke Verlag, Stuttgart, BR Deutschland, 1030 S.
- SADOWSKY, M.; CHENG, H.H.; HALBACH, T. (1999): Biofilter microbes. Final project report, Contract no. 417121, University of Minnesota, USA, 15 S. <http://www.bae.umn.edu/extens/manure/odor/Reports/biofilterpathogens.pdf>
- SAHLSTRÖM, L.; ASPAN, A.; BAGGE, E.; DANIELSSON-THAM, M.-L.; ALBIHN, A. (2004): Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, 38, 1989-1994.
- SKELLY, C.; WEINSTEIN, P. (2003): Pathogen survival trajectories: An eco-environmental approach to the modeling of human campylobacteriosis ecology. *Environmental Health Perspectives*, 111, 19-28.
- SMITH, M.D. (2001): Investigation of physical and biological properties of a full scale and a pilot scale biofilter. Master Thesis, University of Cincinnati, USA, 140 pp.
- SNELLING, W.J.; MATSUDA, M.; MOORE, J.E.; DOOLEY, J.S.G. (2005a): *Campylobacter jejuni*. *Letters in Applied Microbiology*, 41, 297-302.
- SNELLING, W.J.; MCKENNA, J.P.; LECKY, D.M.; DOOLEY, J.S.G. (2005b): Survival of *Campylobacter jejuni* in waterborne protozoa. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 5560-5571.
- SNELLING, W.J.; MCKENNA, J.P.; HACK, C.J.; MOORE, J.E.; DOOLEY, J.S.G. (2006a): An examination of the diversity of a novel *Campylobacter* reservoir. *Archives of Microbiology*, 186, 31-40.
- SNELLING, W.J.; MOORE, J.E.; MCKENNA, J.P.; LECKY, D.M.; DOOLEY, J.S.G. (2006b): Bacterial-protozoa interactions; an update on the role these phenomena play towards human illness. *Microbes and Infection*, 8, 578-587.
- SNELLING, W.J.; STERN N.J.; LOWERY C.J.; MOORE J.E.; GIBBONS E.; BAKER C.; DOOLEY J.S.G. (2008): Colonization of broilers by *Campylobacter jejuni* internalized within *Acanthamoeba castellanii*. *Archives of Microbiology*, 189, 175-179.

STAMPI, S.; ZANETTI, F.; CRESTANI, A.; DE LUCA, G. (2000): Occurrence and seasonal variation of airborne Gram negative bacteria in a sewage treatment plant. *Microbiologica*, 23, 97-104.

TA LUFT (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), vom 24. Juli 2002 (GMBI. S. 511), BR Deutschland.

THOMAS, C.; HILL, D.; MABEY, M. (2002): Culturability, injury and morphological dynamics of thermophilic *Campylobacter* spp. within a laboratory-based aquatic model system. *Journal of Applied Microbiology*, 92, 433-442.

TRACHOO, N.; FRANK, J.F.; STERN, N.J. (2002): Survival of *Campylobacter jejuni* in biofilms isolated from chicken houses. *Journal of Food Protection*, 65, 1110-1116.

WEISSBUCH ZUR LEBENSMITTELSICHERHEIT (2000), Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Brüssel, den 12.1.2000, KOM(1999) 719 endgültig, 65 S.

WILSON, I.G. (2004): Airborne *Campylobacter* infection in a poultry worker: Case report and review of the literature. *Communicable Disease and Public Health*, 7, 349-353.

WHYTE, P.; COLLINS, J.D.; MCGILL, K.; MONAHAN, C.; O'MAHONY, H. (2001): Distribution and prevalence of airborne microorganisms in three commercial poultry processing plants. *Journal of Food Protection*, 64, 388-391.

ZIEMER, C.J.; BONNER, J.M.; COLE, D.; VINJÉ, J.; CONSTANTINI, V.; GOYAL, S.; GRAMER, M.; MACKIE, R.; MENG, X.J.; MYERS, G.; SAIF, L.J. (2010): Fate and transport of zoonotic, bacterial, viral, and parasitic pathogens during swine manure treatment, storage, and land application. *Journal of Animal Science*, 88 (E. Suppl.), E84-E94.

ZIMMER, M.; BARNHART, H.; IDRIS, U.; LEE, M.D. (2003): Detection of *Campylobacter jejuni* strains in the water lines of a commercial broiler house and their relationship to the strains that colonized the chickens. *Avian Diseases*, 47, 101-107.

# Kapitel 6

## Schlußfolgerung

	Seite
6.1 Fazit für die Methodologie.....	6-1
6.2 Fazit für die Umwelthygiene.....	6-3
6.3 Fazit für die Arbeitshygiene.....	6-5
6.4 Fazit für die Tierproduktionshygiene.....	6-8
6.5 Handlungsempfehlungen.....	6-9
6.6 Quellennachweis.....	6-11

### 6.1 Fazit für die Methodologie

- Die Verwendung von All-Glas-Impinger 30 (AGI-30) gewährleistet eine adäquate Probenahme von mikrobiell geprägten Aerosolen und sind gerade in von feuchten Umfeldbedingungen geprägten BioAbluftRA das Mittel der Wahl.
- Exponierte Impingerflüssigkeiten wie auch Prozeßwasserproben lassen sich matrixunabhängig mit ein und dem selben optisch-basierten Meßgerät für Flüssigproben auf Partikelanzahl und Partikelgrößenhäufigkeit analysieren. Damit wird auch der Partikelhygroskopizität Rechnung getragen, sofern atemtraktsnahe Fragestellungen zum Umfang der Partikelexposition nach Zahl und Größe im Vordergrund stehen.
- Ein Festhalten an die für AGI-30 übliche Flußrate von  $12,5 \text{ l min}^{-1}$  ist nicht gerechtfertigt, nachdem Flußraten von  $10,5 \text{ l min}^{-1}$  eine besonders bei den Mikroorganismen zu beobachtende Mehrausbeute verursachen.
- Probenahmen in strömenden Gasen bedürfen der Etablierung isoaxialer und isokinetischer Probenahmebedingungen, um Partikel ohne Diskriminierungen über das gesamte Größenspektrum sammeln zu können. Die Abkehr von diesem Optimum mag unter bestimmten Bedingungen unumgänglich sein, z.B. durch komplexe Abluftöffnungsgeometrien oder Nichtdurchführbarkeit notwendiger Einbauten in Kaminen für standardisierte Beprobungen. In diesen Fällen kann die Anwendung eines computerisierten *Particle Loss Calculators* (VON DER WEIDEN *et al.* 2009) dazu beitragen, den Fehlerumfang suboptimaler Sammelprozeduren einzuschätzen. Meßartefakte können so bei partikelanzahlbasierten Probenahmen in strömenden Gasen quantitativ beschrieben werden, sofern notwendige Randparameter numerisch faßbar bzw. solide schätzbar sind (z.B. Aspirationswinkel). Besonders hervorzuheben ist die



Kalkulierbarkeit der partikulären Transportverluste entlang von Röhren wie bei Probenahmesonden zur Teilstromentnahme. Damit wäre es theoretisch möglich, die mittels *Particle Loss Calculator* prognostizierten Partikelverluste mit denjenigen Partikelerträgen vergleichen zu können, die sich bei Durchspülung der Probenahmeverrichtung nach Abschluß des Probenahme gewinnen ließen, so daß diese Ausbeute folglich dem errechneten Verlust günstigenfalls entspräche. Denkbar ist außerdem die Anwendung des *Particle Loss Calculator* für planerische Zwecke im Vorfeld von Versuchen, wenn unerwünschte Transportverluste durch Konstruktionsfeinheiten im Probenahmesystem minimiert werden können (z.B. Größe des Bogenmaßes).

- Je nach Fragestellung von Untersuchungen bietet sich im Anschluß an Emissionsmessungen das Durchspülen des gesamten Probenahmesystems ohnehin an, um niedergeschlagene Komponenten zurückzugewinnen und zu analysieren. Diese Vorgehensweise könnte z.B. helfen, erforderliche Nachweisgrenzen von Stoffen noch erreichen zu können.
- In Fällen in denen eine optimale Probenahme in strömenden Gasen nicht möglich ist, sollten partikelanzahlbasierte Messungen durchgeführt werden, da die überproportional vielen kleinen Partikel in Stallstäuben wahrscheinlich deutlich weniger durch die Sammelprozedur bei nicht isoaxialen und isokinetischen Verhältnissen diskriminiert werden, d.h. die Konzentrationsgenauigkeit reagiert robuster gegenüber methodischen Fehlereinflüssen als bei Partikelmassenbestimmungen. MITCHELL (1995) geht soweit, daß signifikante sub- und superisokinetische Verhältnisse für Partikel  $< 10 \mu\text{m}$  toleriert werden können.
- Deutliche Unterschiede zwischen Stall- und Kaminkonzentrationen lassen den Kamin als Partikelfänger in Erscheinung treten. Ist der Umfang solcher Verluste durch Simultanbeprobungen im Stall und im Kamin sicher abschätzbar, sollten nicht nur die auf Stallbasis eruierten Wirkungsgrade des Biowäschers nach unten korrigiert werden, sondern auch Emissionsfaktoren.
- Emissionsmessungen in Abluftkaminen gelten als aufwendig. Anstehende Meßkampagnen sind daher auch in Hinblick auf den zu erwartenden Nutzen zu hinterfragen, so daß sich umständehalber auch weiterhin stallinterne Messungen anbieten.
- Die eingesetzten reingasseitigen Probenahmebehältnisse aus handelsüblichen Regentonnen und ihren integrierten Abluftrohren stellten einen strömungsberuhigten Innenraum für die Impinger dar und gewährleisteten einen Schutz gegenüber windbedingten Ausdünnungen der Reingasaerosole, so daß störungsfreie Probenahmen möglich waren.
- Mit ein bis vier parallel eingesetzten Beprobungstonnen auf den Flächenfiltern wurde größtenteils den Anforderungen an eine bestimmte flächenanteilige Abdeckung Genüge getan.

## 6.2 Fazit für die Umwelthygiene

- Die in der Literatur auffindbaren Reduktionspotentiale von BioAbluftRA für Bioaerosole reihen sich in die hiesigen Beobachtungen grundsätzlich ein.
- Mehrfachmessungen über die Zeit decken Aufkonzentrierungen im Reingas auf, wodurch die Emissionsfrachten im Vergleich zu reinen Rohgasemissionen steigen.
- Angaben zum Minderungsvermögen von BioAbluftRA sollten unterscheiden zwischen einem auf Roh- und Reingasunterschiede basierenden statistisch gesicherten Wirkungsgrad oder einem nicht signifikanten Rückhaltetrend als Ausdruck hoher Varianz der Roh- und Reingasgehalte.
- Die Verschiedenheit der im Schrifttum dargestellten Anlagen (*lab-scale* vs. *full-scale*, verwendete Füllkörper, Rohgaszusammensetzung, eingestellte Rand- und Betriebsparameter u.v.m.) erschweren eine eindeutige Wertung von Ergebnissen unter den Anlagentypen, denen zudem nach Art und Weise des Betriebs ein gewisser Grad an individuellem Emissionsverhalten zugestanden werden muß.
- Die dargestellten theoretischen Erwägungen über auf den Wirkungsgrad einflußnehmende Faktoren wie Prozeßwasser, Strömungsmodalitäten oder auch Sekundärpartikelentstehung helfen das Emissionsverhalten von BioAbluftRA zu verstehen, können aber keinen Ersatz für praktische Erhebungen über die Beeinflußbarkeit von BioAbluftRA darstellen.
- Der Einsatz von chemischen Stoffen wie Säuren in BioAbluftRA könnte ein (Präventions-) Mittel sein, um Tierseuchenerreger zu neutralisieren und damit Risiken luftgetragener Verbreitungen zwischen Tierbestände zu minimieren. Hierbei sind die einzustellenden Säuregrade je nach Tenazität der Mikroorganismen zu berücksichtigen, ohne die erwünschten mikrobiellen Stoffwechselleistungen für die Reinigungsleistung übermäßig zu schwächen.
- Als nicht zweifelsfrei geklärt gelten die gesundheitlichen Effekte der Emissionen aus der Tierhaltung für den Menschen. Im Schrifttum werden trotzdem Vorsichtsmaßnahmen für jene Situationen vorgeschlagen, in denen die sog. „natürliche“ Hintergrundkonzentrationen in der Außenluft ein gewisses Niveau erreicht bzw. überschreitet. Demnach sollen zur Prävention dann auch BioAbluftRA eingesetzt werden, ohne detaillierte Kenntnisse über deren innehabende mikrobiologische Diversität und Emissionsgebahren (Mehremissionen) sowie der möglicherweise daraus entstehenden Folgen zu haben.
- Es ist nicht auszuschließen, daß besonders feuchtigkeitsadaptierte Pseudomonaden, aber auch andere Mikroorganismen, aus BioAbluftRA freigesetzt werden und wie ihre natürlichen Vertreter in der Atmosphäre Eigenschaften von Wolkenkondensationskernen (CCN) und Eiskernen (IN) entfalten können.

- Häufiger optisch festzustellende Schaumbildungen in BioAbluftRA lassen die Vermutung zu, daß Detergentien in Form von (Bio-) Surfactant im Prozeßwasser vorhanden sind und einen Austrag in die Umwelt erfahren könnten. Derartigen oberflächenaktiven Stoffen wird im Allgemeinen eine Beteiligung an Wolkenbildungsprozessen unterstellt.
- Die Fähigkeit der Bakterien, Endotoxine in Form von Fragmenten oder Vesikel an die Umwelt abzugeben, könnte einer Freisetzung IN-aktiver Strukturen gleichkommen. Da Tierstäube, Prozeßwasser und die teilweise beobachteten Mehremissionen aus BioAbluftRA Endotoxinfrachten enthalten, darf nicht nur die gesundheitliche Seite der Endotoxine berücksichtigt werden.
- Im globalen Maßstab werden biogenen primären organischen Partikeln z.B. im Vergleich zu Mineralstäuben eher eine untergeordnete Rolle in atmosphärischen Prozessen zugebilligt. Dies schließt nicht aus, daß zeitlich und örtlich differenziert dennoch merkbare Einflüsse auf die Umwelt durch Biopartikel ausgehen können. Es sind daher Anstrengungen erforderlich, die die „wahre“ Rolle luftgetragener Biopartikel für Atmosphäre und Klima verdeutlichen (siehe MORRIS *et al.* 2011).
- Bekannt ist, daß Gase wie Ammoniak durch eine Blockade aktiver Domänen auf Partikeln zu einer Unterdrückung eisnukleierender Eigenschaften führen. Es muß daher damit gerechnet werden, daß die ebenfalls emittierten Ammoniakfrachten Einfluß auf die Partikel nehmen. In welchem Umfang ist allerdings unklar.
- Neben dem theoretischen Potential als IN in der Atmosphäre zu wirken, sind die von BioAbluftRA ausgehenden Reststoffströme auch auf ihre phytohygienische Unbedenklichkeit zu prüfen, da Frostschäden durch IN-positive Keime möglich sind. Auf der anderen Seite werden verwandte Mikroorganismen auch zur Biokontrolle eingesetzt. Hier werden nur Bestimmungen von Genotypen und Pathovaren zeigen können, mit welcher Mikrobiologie die BioAbluftRA in dieser Hinsicht behaftet sind.
- Emissionsinventare sind im Allgemeinen massebezogen. Dies könnte für eine Unterschätzung der von luftgetragenen Mikroorganismen verursachten Atmosphärenvorgänge sorgen. Daher sind anzahlbezogene Mengenangaben vorzuziehen. Ungenauigkeiten stellen sich allerdings ein, wenn von koloniebildenden Einheiten auf Zellzahlen per Konvertierungsfaktoren geschlossen werden soll, da u.a. die methodischen Ansätze zum Zwecke der Transformation nicht vereinheitlicht sind. Dies verursacht Verzerrungen in Emissionsinventaren.
- PBAP-Emissionen machen europaweit grob geschätzt lediglich 4% der anthropogenen PM-Emissionen aus (WINIWARTER *et al.* 2009). In der BR Deutschland und in der Schweiz werden mehr Stall-PM<sub>10</sub> als PBAP-PM<sub>10</sub> aus Ökosystemen freigesetzt. Dies unterstreicht, etwaige Untersuchungen *in puncto* Wirkungspotentiale vom Beobachtungsgebiet mit abhängig zu machen.

### 6.3 Fazit für die Arbeitshygiene

Die Problematik einer ganzheitlichen arbeitshygienischen Beurteilung biologischer Abluftreinigungsanlagen liegt in den bislang fehlenden Informationen über die reale Expositionssituation in den Anlagen, da diesbezügliche systematische Untersuchungen, wie sie z.B. in Stallhaltungssystemen gerade auch unter klinischen Gesichtspunkten in der Vergangenheit durchgeführt wurden, gänzlich fehlen. Das erst in jüngster Zeit vermehrte Auftreten von BioAbluftRA in der Nutztierhaltung mag mit ein Grund dafür sein, das Erfahrungen über deren hygienischen Bedeutung noch gar nicht im signifikanten Maßstab vorliegen können und daher keine wegweisenden klinischen Untersuchungsergebnisse oder gar akzidentielle Fallbeschreibungen aus dem Bereich der BioAbluftRA verfügbar sind, geschweige mit entsprechenden Expositionen zu korrelieren sind.

Diesem defizitären Wissensstand entgegentretend, stellen die hier vorgestellten Untersuchungen und wissenschaftstheoretischen Argumente eine Indizienkette dar, mit der es gelingen soll, eine erste Gefahrenabschätzung zu tätigen und der dennoch typische Elemente der Risikoanalyse anheimgestellt werden. Dazu gehören (1) die Identifikation des Gefahrenpotentials, (2) die Expositionsabschätzung, (3) die Dosis-Wirkungsbeziehungen für die verschiedenen Noxen und (4) die Charakterisierung des Risikos (GERBA 2000). Anhand dieser vier Grundsäulen ergeben sich die folgenden Schlußfolgerungen und Ausblicke für die Arbeitshygiene.

*Identifikation des Gefahrenpotentials.* Biologische Abluftreinigungsanlagen zeichnen sich durch eine große Vielfalt an etablierten Mikroorganismen aus, die funktionstechnisch erwünscht und notwendig sind und in großer Zahl über Raum und Zeit in den Anlagen anzutreffen sind. Jeder Aufenthalt im Umfeld eines solchen mikrobiologisch geprägten Biotops muß grundsätzlich als biologische Auseinandersetzung zwischen Mensch und Keimen bzw. ihren Produkten angesehen werden. Stellvertretend für alle der hier charakterisierten Keime läßt sich die Tragweite dieser allgemeinen Sichtweise durch einen Kommentar von ACAR (1986) untermauern, der daraufhin hinwies, daß ein für die Erprobung biologischer Waffen ursprünglich als nicht humanpathogen erachteter Keim wie *Serratia marcescens* nach großflächiger Versprühung über bewohntem Gebiet plötzlich Infektionen verursachte (CHRISTOPHER *et al.* 1997, FRANZ *et al.* 1997). Danach darf prinzipiell kein als insgesamt harmlos erachteter Keim als nicht potentiell gefährdend angesehen werden, wobei sich als besonders problematisch die für aquatische Lebensräume typischen Biofilme erweisen könnten.

Biofilme stellen für die in ihnen inkorporierten Mikroorganismen eine Überlebensstrategie gegenüber schädigenden Umwelteinflüssen dar. Aus rein infektionsbiologischer Sicht begründen Biofilme Standortvorteile innerhalb der betroffenen Gewebe und Organe. Analoge Standortvorteile erbringen Biofilme aber auch in biotechnologisch genutzten Anlagen wie jene für die biologische Abluftreinigung. Was macht aber nun die Gemeinsamkeit zwischen den Standorten aus?

Die Gemeinsamkeit beruht auf einer großen Übereinstimmung der im Waschwasser nachgewiesenen Mikroorganismen, von denen zumindest im Bereich der nosokomialen Infektionen ihre Beteiligung als gesichert anzusehen ist. Dazu zählen auf der Gram-negativen bakteriellen Seite *Pseudomonas aeruginosa*,

*Acinetobacter* spp., *Xanthomonas maltophilia*, *Sphingomonas paucimobilis*, *Pseudomonas fluorescens*, *Serratia* spp., *Aeromonas* spp., *Proteus* spp., *Legionella pneumophila*, *Klebsiella* spp., *Enterobacter* spp., *Burkholderia cepacia* und *Escherichia coli*. Biofilm-assoziierte Gram-positive Bakterien vom Typ *Staphylococcus aureus*, Koagulase-negative Staphylokokken und Enterokokken sowie der Sproßpilz *Candida albicans* (BARBEAU *et al.* 1998) wurden als weitere potentielle Erreger im Waschwasser gefunden und müssen durch unbelebte, aber gleichwohl biologisch aktive Bestandteile wie z.B. die Endotoxine ergänzt werden, so daß ein Nebeneinander von infektiösem und toxisch-allergischem Risiko bestehen kann. Darüber hinaus darf der Blick nicht vor möglicherweise anderen in der BioAbluftRA vorkommenden Mikroorganismen verschlossen werden, deren Habitatsprüche und Tenazitätsspektren Anlaß zu Besiedlungsmöglichkeiten in BioAbluftRA geben. Mit entsprechenden Verweisen auf Legionellen, Leptospiren, Mykobakterien und Viren wurde ein Anfang unternommen, infektiöse Agentien zu nennen, die es nunmehr auf ihre Existenz hin zu überprüfen gilt. Doch nicht auszuschließen sind eventuell weitere als Sapronoseerreger in Frage kommende Erreger wie beispielsweise *Burkholderia pseudomallei*, der Merkmale aufweist, die ein Auftreten im Prozeßwasser nicht von vornherein ausschließt (CHENG u. CURRIE 2005, INGLIS u. SAGRIPANTI 2006, ROLLE u. MAYR 1984, SONGER u. POST 2005). Und auch anaerobe Sporenbildner wie *Clostridium perfringens* und *Clostridium difficile* sollten als potentielle Zoonoseerreger, die oral Eintritt in den Makroorganismus erfahren, erfaßt werden. Ihr Vorkommen sowohl als Beteiligte der residenten Mikroflora im Darm als auch als toxinbildende Bakterien mit schädigendem Potential in Dünn- und Dickdarm bei Schweinen und anderen Tieren bedingt natürlicherweise auch ihre Ausscheidung (AVBERSEK *et al.* 2009, BAKER *et al.* 2010, INDRA *et al.* 2009, KEEL *et al.* 2007, SONGER 2010, SONGER u. ANDERSON 2006, SONGER u. UZAL 2005). Sporen wie *Clostridium difficile* könnten auf luftgetragenen Weg (KEESSEN *et al.* 2011, ROBERTS *et al.* 2008) in die BioAbluftRA gelangen und damit eine ähnliche Umweltpersistenz erfahren wie es Nachweise in Schweineflüssigmist, Oberflächenwasser und Boden nahelegen (AL SAIF u. BRAZIER 1996, KEESSEN *et al.* 2010, SIMANGO 2006). Besonders *Clostridium difficile* erfährt derzeit eine gesteigerte Beachtung, da hypervirulente Stämme aufgetaucht sind (KUIJPER *et al.* 2006, REICHARDT *et al.* 2007), die große genetische Gemeinsamkeiten in Isolaten von Mensch und Schwein aufweisen (DEBAST *et al.* 2009, GOORHUIS *et al.* 2008, RUPNIK *et al.* 2008) und den Verdacht aufkommen lassen könnten, daß Schmierinfektionen aufgrund denkbarer clostridialer Präsenz auch in BioAbluftRA nicht unmöglich sind.

*Expositionsabschätzung.* Die im Waschwasser suspendierten Mikroorganismen wie auch die vornehmlich sessilen Keime auf festen Oberflächen werden über Sprühvorrichtungen und luftströmungsbedingt in den luftgetragenen Zustand versetzt, wobei sich Anteile der originär aus dem Stall in die Abluftreinigungsanlage verfrachteten Partikel beimischen. Die Folge ist eine sehr heterogene stoffliche Mischung, die das anlagenspezifische Bioaerosol charakterisiert und neben den soliden staubartigen auch liquide tropfenförmige Partikel enthält. Einatmung, orale Aufnahme und Hautkontakt kommen als Expositionsrouten für die Bioaerosole grundsätzlich in Frage (PILLAI u. RICKE 2002). Die inhalative Route stellt den wohl wichtigsten Eintragsweg dar, da ausgesprochen geringe Partikelgrößen erreicht werden, die die Invasion in den Atemtrakt ermöglichen. Gemessen an einer Mediankonzentration von 1.856.034 KBE m<sup>-3</sup> an Gesamtkeimen in der Naßabscheidereinheit der Anlage IV und einem angenommenen Atemzeitvolumen von 7,5 l min<sup>-1</sup> in Ruhe, würde bei einem 15-minütigen Aufenthalt im Naßabscheider ein Exponierter mit insgesamt 208.804 KBE respiratorisch



beaufschlagt werden. Trotz einer solchen Expositionsangabe müssen derartige Daten von Summenparametern zukünftig durch die Erfassung spezifischer, also auch waschwasserassoziierter Mikroorganismen, die in einen luftgetragenen Zustand versetzt werden, präzisiert werden, um zielgerichtete Konzentrations- und damit Dosisangaben machen zu können, die bestenfalls in Dosis-Wirkungsbeziehungen münden.

*Dosis-Wirkungsbeziehungen.* Die auf Summenparameter beruhende Befundung ist mit ein Grund dafür, daß nachvollziehbare, verifizierbare und damit valide Dosis-Wirkungsbeziehungen nicht aufzustellen sind. Gäbe es zukünftig stoffspezifische Dosisangaben wäre ein erster Schritt in Richtung deterministischer oder stochastischer Modellanwendungen getan, wobei sicher auch nach der Realisierbarkeit derartiger Modelle zu fragen ist. Bei den deterministisch geprägten Berechnungen gibt es nämlich durchaus Schwierigkeiten, eindeutige Schwellenwerte für das Eintreten einer humanbiologischen Wirkung zu finden, wie auch Dosis-Wirkungskurven sich teilweise deutlich voneinander unterscheiden, selbst wenn es sich um das gleiche Agens handelt (z.B. Endotoxine, siehe SEEDORF u. HARTUNG 2002). Diese Beobachtung berührt zwangsläufig auch die Vorhersagesicherheit derartiger Dosis-Wirkungsbeziehungen, inwiefern denn bei Überschreitung des einen oder anderen Schwellenwertes ein signifikantes Gesundheitsrisiko besteht oder nicht. Das an einer Grenzwertdefinition bei Endotoxinen dennoch festgehalten wird, beweist der Grenzwertvorschlag von 200 EU m<sup>-3</sup> (THORN *et al.* 2002), an dem Gesundheitsrisiken in den verschiedensten Endotoxin-belasteten Arbeitsbereichen festgemacht werden (SPAAN *et al.* 2006). Stochastische Berechnungen böten dagegen die Möglichkeit Schwellenwert-unabhängig eine Aussage über die Wahrscheinlichkeit des Eintreffens einer Wirkung zu machen und das bereits bei Dosen > 0; eine Chance, um beispielsweise den Grad der Infektionswahrscheinlichkeit zum Ausdruck zu bringen und hierüber auch relative Vergleiche zwischen verschiedenen Keimen tätigen zu können. Kritisch ist allerdings, daß erregerspezifische Koeffizienten zur Verfügung stehen müssen, um die Berechnungen durchzuführen. Hierzu liegen derzeit leider nur wenige Daten vor (z.B. für Legionellen).

*Charakterisierung des Risikos.* In Ermangelung konkreter Dosisangaben, der graduellen Ausprägung BioAbluftRA-assoziierter Erkrankungen oder der exakten Ausmaße von Expositionen nach Art und Umfang wird spätestens an dieser Stelle ersichtlich, daß eher eine Gefahrenidentifikation als eine Risikoabschätzung für BioAbluftRA möglich ist. Zur Entschärfung dieses Problems hilft neben der Einzelkeimcharakterisierung der Vergleich mit „verwandten“ Anlagentypen, die ähnliche Biopartikelbelastungen verursachen. Dieses Ansinnen ist legitim, erlaubt doch § 5, Absatz 1, Satz 4 der bundesdeutschen Biostoff-Verordnung (BIOSTOFFV 1999) für die Gefährdungsbeurteilung auf Erfahrungen aus vergleichbaren Tätigkeiten, Belastungs- und Expositionssituationen sowie auf bekannte tätigkeitsbezogene Erkrankungen und den davon abgeleiteten Gegenmaßnahmen zurückzugreifen. Die hier dargestellten Ausführungen zu den mikrobiologischen Belastungen in Anlagen zur Abwasserbehandlung sind daher zu einem gewissen Grad für eine Gefahrencharakterisierung zweckentsprechend anwendbar, solange für biologische Abluftreinigungsanlagen keine konkreten Untersuchungen diesbezüglich vorliegen. Demnach würde erwartet werden dürfen, daß gastrointestinale und respiratorische Symptome bei Exponierten in BioAbluftRA auftreten können. Unnötig zu erwähnen, daß die individuelle Expositionszeit dabei zu berücksichtigen ist. Es bleibt daher letztlich zu klären, ob die Biopartikel-

belastete Luft der BioAbluftRA überhaupt geeignet ist, bei kurzzeitigem Anlagenaufenthalt (z.B. regelmäßige Kontrollgänge, Wartungs- und Reparaturarbeiten), vergleichbare Gesundheitseffekte wie z.B. in Betrieben der Abwasserbehandlung auszulösen. Gelänge es zudem über die stochastischen Modelle zu quantifizierbaren Risiken zu kommen, bestünde die Möglichkeit Relationen zu Risiken aufzustellen, die sich mit anderen Lebensumständen vergleichen ließen (z.B. lebensmittelbedingte Infektionswahrscheinlichkeiten). In diesem Zusammenhang wäre zu diskutieren, was als zumutbares Risiko im Umgang mit BioAbluftRA anzusehen ist (siehe hierzu auch Punkt 11, Kap. 6.5).

## 6.4 Fazit für die Tierproduktionshygiene

- Literaturbasierte Angaben über das Umweltverhalten von Salmonellen und Campylobakterien lassen die Möglichkeit einer Etablierung derselbigen in BioAbluftRA als nicht unwahrscheinlich erachten.
- Wegen der Unsicherheit eines real existenten Salmonellen- und Campylobacter-Habitates in biologischen Abluftreinigungsanlagen, sind zukünftig nicht nur auf Kultivierungsmethoden beruhende Nachweisverfahren zu nutzen, um sowohl nicht mehr lebende als auch „ruhende“ Bakterienstadien zu detektieren. Dieser Ansatz ist ebenso auch auf weitere, als bedeutsam anzusehende Mikroorganismen auszudehnen, sofern hierzu Erkenntnisse vorliegen.
- Die Vernachlässigbarkeit aerogener Infektionsrouten durch rezirkulierende Keime zwischen BioAbluftRA und eingestellten Tieren wie auch die wasserassoziierte Keimverschleppung in den Tierbestand durch mögliche Vektoren wird nur solange aufrechterhalten werden können, wie sich das Reingas und das Prozeßwasser bei zukünftigen Untersuchungen nicht als Kumulationsmedium für hygienisch bedeutsame Keime erweist.
- Bei allem immissionsschutztechnischen Mehrwert der BioAbluftRA gegenüber unbehandelten Emissionsströmen gibt es den begründeten Verdacht, daß BioAbluftRA durch reingasseitige Inhaltsstoffe in Verbindung mit Wind zur Kontamination der eben an jenen BioAbluftRA angeschlossenen Tierbeständen beitragen können.
- Planungen zukünftiger BioAbluftRA sollten den standortspezifischen Windbedingungen gerecht werden, so daß BioAbluftRA auch mit unterschiedlicher Architektur möglichst wenigen Luvsituationen im Jahr ausgesetzt sind und damit eine direkte windkraftbedingte Abdrift der Reingasströme in Richtung Zuluftbereich des Stalles eingeschränkt wird.
- Windinduzierte Rezirkulationsgebiete von Luftmassen im Leebereich eines Stalles lassen sich nicht gänzlich verhindern. Umso mehr ist es wichtig, auch hier nach baulichen Konstruktionsmerkmalen und windrichtungsangepaßten Standorten zu suchen, die einen Kurzschluß zwischen abströmenden Reingas aus der BioAbluftRA und Zuluftbereich des Stalles verhindern helfen. In bestehenden Betrieben ist über technisch-bauliche Nachrüstungen nachzudenken, um der guten Hygienepaxis auch in diesem Problembereich näher zu kommen.

## 6.5 Handlungsempfehlungen

Die hier vorgestellte Studie hat erste orientierende Ergebnisse über die mikrobiologischen Gegebenheiten in BioAbluftRA mit ganz unterschiedlichen Bauformen und Abluftbehandlungsprinzipien geliefert. Im Gegensatz zu den hiesigen vorgestellten BioAbluftRA ist mit der Etablierung gegenwärtiger Eignungsprüfungen für BioAbluftRA und der damit verbundenen Sicherstellung bestimmter Reinigungsleistungen für Stäube, Ammoniak und Gerüche ein vergleichsweise hohes, verlässliches und verifizierbares Emissionsminderungspotential bei den Anlagen erreicht worden. Gleichwohl müssen auch diese auf Eignung geprüften BioAbluftRA als Bioreaktoren angesehen werden, deren mikrobiologisches Eigenleben derzeit nicht umfassend charakterisiert werden kann. Daraus ergeben sich die folgenden Handlungsempfehlungen:

1. Bilanzierung der Roh- und Reingasgehalte nicht nur von Keimen und Endotoxinen als Summenparameter, sondern spezifischer, als hygienisch relevant eingestufte Mikroorganismen (Umwelt- und Lebensmittelhygiene) über Produktionszyklen und Jahreszeiten hinweg in praxisrelevanten BioAbluftRA unter Einbeziehung auch molekularbiologischer Analysemethoden, wie z.B. bei HANEKE *et al.* (2010) dargestellt.
2. Analyse von Prozeßwasser und Biofilm als Medium für mikrobielle und parasitäre Sekundärbesiedlungen und Hort einzelliger Eukaryonten mit „Trojanereigenschaften“. Aus 1. und 2. folgt der Vorschlag zu untersuchen auf:

→ <i>Acinetobacter baumannii</i>	→ <i>Legionella pneumophila</i>
→ <i>Aeromonas hydrophila</i>	→ <i>Leptospira interrogans</i>
→ <i>Alcaligenes faecalis</i>	→ <i>Morganella morganii</i>
→ Amöben	→ <i>Mycobacterium</i> spp.
→ <i>Burkholderia cepacia</i>	→ Noroviren
→ <i>Burkholderia pseudomallei</i>	→ <i>Pseudomonas aeruginosa</i>
→ <i>Campylobacter</i> spp.	→ <i>Pseudomonas fluorescens</i>
→ <i>Clostridium difficile</i>	→ <i>Pseudomonas putida</i>
→ <i>Clostridium perfringens</i>	→ <i>Pseudomonas syringae</i>
→ <i>Cryptosporidium parvum</i>	→ Rotaviren
→ Enteroviren	→ <i>Salmonella</i> spp.
→ <i>Helicobacter pylori</i>	→ <i>Serratia marcescens</i>
→ Hepatitis E-Viren	→ <i>Sporobolomyces roseus</i>
→ <i>Klebsiella pneumoniae</i>	→ <i>Streptococcus suis</i>
→ <i>Klebsiella terrigena</i>	→ <i>Trichosporon cutaneum</i>
→ Kokzidien	→ (...)

Nachdem SCHARF (2004) auch Keime aus der Familie *Vibrionaceae* und *Neisseriaceae* in Roh- bzw. Reingas feststellen konnte, ist eine Fokussierung auf potentiell pathogene Vertreter innerhalb dieser Familien gleichfalls sinnvoll. Wünschenswert wäre die Einbeziehung von Analysen auf Stämme, Serotypen, Pathovaren etc., da die biologischen Wirkungspotentiale nicht nur alleine über die Bestimmung der Spezies abgeklärt werden können. Außerdem sollte angedacht werden, ob die Genotypisierung gleicher Arten eine Differenzierung in primär- und sekundäremittierte Mikroorganismen ermöglicht, so daß hierüber eine reingasseitige Herkunftsaufklärung der Keime gelingt (Stall vs. BioAbluftRA).

3. Untersuchungen über den Verbleib der aus der Stalluft abgeschiedenen spezifischen Mikroorganismen und ihr Beitrag, an einer systemimmanenten Mikroflora in Prozeßwasser und Biofilmen beteiligt zu sein. Dies sollte auch den Versuch mit einschließen, Art und Umfang etwaiger relevanter Genkonservierungen (z.B. Resistenzgene, Virulenzgene) in BioAbluftRA zu hinterfragen, die in einer hohen Populationsdynamik unter den Mikroorganismen der BioAbluftRA begründet sein könnte.
4. Ermittlung und Kommunizierung von Gefahren, die sich aus der Prozeßwasserentsorgung über Wirtschaftsdünger oder über andere Wege ergeben könnten, beispielsweise im Bereich Phytohygiene.
5. Charakterisierung der emittierten Biopartikel aus der Nutztierhaltung (mit/ohne BioAbluftRA) und ihrer Produkte (z.B. Surfactant) in Hinblick auf ihre Funktionalität bei physikochemischen Atmosphärenvorgänge im globalen und regionalen Raumgefüge.
6. Erprobung eines markierten Testaerosols als innerer Standard für die Bilanzierung zwischen Rohgas, Reingas, Prozeßwasser und Biofilmen sowie zur standardisierten Ermittlung von partikulären Abscheidegraden der BioAbluftRA während der Prüf- und Praxisphase. Versuch der Etablierung einer korrelierten Partikelzählung (MISSEL 1999), d.h. einer auf Indikatorbasis korrelierbaren Beziehung zwischen unterschiedlichen Partikelqualitäten (z.B. Testpartikel und Pilze).
7. Überprüfung des Rückhaltevermögens von aerogenen Biopartikel unter verschiedenen Betriebsbedingungen und deren Justierbarkeit, um Biopartikelemissionen unter Aufrechterhaltung der Reinigungsleistungen für Geruch, Ammoniak und Gesamtstaub soweit wie möglich zu minimieren.
8. Versuch einer online-Erfassung von Partikeln über ausgedehnte Zeiträume (z.B. Jahresmonitoring), um besonders Mehremissionen nach Art und Umfang zu bestimmen und in quantitative Relationen zu ordnungsgemäßen Wirkungsgraden zu setzen (z.B. wieviel Prozent der Jahresbetriebsstunden sind von Mehremissionen betroffen und mit welcher durchschnittlichen Höhe sind die übermäßigen Emissionen behaftet?).
9. Ergebnisorientierte umwelt- und lebensmittelhygienische Risikoanalyse als Grundlage für die Ableitung von Optimierungsstrategien und Handlungsoptionen beim Betrieb von BioAbluftRA unter Berücksichtigung zweckmäßiger Beprobungsintervalle zur Sicherstellung der biologischen Sicherheit (Leitlinien für eine gute Hygienepraxis).
10. Monitoring der mikrobiellen Exposition von Personen, die sich in oder an BioAbluftRA aufhalten bzw. dort Tätigkeiten ausführen (z.B. Anlagenbetreiber, Servicepersonal), um bestenfalls zu einer Risikobewertung zu kommen, inwiefern eine Gesundheitsgefährdung bestehen könnte. Zu diesem Zweck müssen die auf Exposition beruhenden humanbiologischen Wirkungen eruiert werden. Schließlich sollte geprüft werden, ob Dosis-Wirkungsmodelle eine Hilfestellung bei der Risikocharakterisierung sein könnten, um zukünftig bei variierenden Expositionsumständen Aussagen zum Gesundheitsrisiko treffen zu können.

11. Prüfung stochastischer Bewertungsmodelle im Zusammenhang mit der Auftretenswahrscheinlichkeit von gesundheitsbeeinträchtigenden Ereignissen bei exponierten Personen. Gelänge es hieraus Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten einer gesundheitlichen Störung durch BioAbluftRA oder Emissionen insgesamt zu generieren, könnte eine entsprechende Risikoaussage eingereiht werden in jene Risiken, die exponierte Personenkollektive ihren Lebensumständen entsprechend als zumutbar empfinden bzw. sich alltäglich mehr oder weniger unbewußt aussetzen. Derartige Lebensumstände und das damit verknüpfte Lebenszeitrisiko für eine Erkrankung sind nach NEUS und BOIKAT (2000) beispielsweise die Manifestation eines Tumors durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung (Risiko: 2:1.000) oder der Konsum von Trinkwasser nach den WHO-Richtlinien (Risiko: 1:100.000), wogegen das Übertragungsrisiko für Masern mit größer 1:100 angegeben wird (NICHOLSON 1999). Bestandteil einer derartigen Risikokommunikation könnten aber auch Hinweise auf Lebensrisiken sein, denen ein letaler Ausgang unterstellt wird, um somit auch den Schweregrad des Ereignisses zu berücksichtigen (z.B. Zigarettenrauchen: 1:100 bis 1:1.000 bei 10 Zigaretten pro Tag, Eisenbahnunfall: 1:100.000 bis 1:1.000.000; NICHOLSON 1999). Gelänge es also das Gesundheitsrisiko auf Basis etwaiger Emissionseinwirkungen in der dargestellten Art und Weise zu quantifizieren, könnte sich eine Relativierung des Risikos durch Emissionen ergeben und u.U. die Risikoperzeption von Exponierten helfen soweit zu objektivieren, daß jene bereit sind, sich diesem Risiko auszusetzen, weil es so klein ist und die Folgen so gering sind (= akzeptables Risiko).
12. Risikobasierte Empfehlungen über Art und Umfang einzuhaltender Serviceperioden als Bestandteil der guten Hygienepaxis (z.B. Reinigung und Desinfektion von BioAbluftRA). Bei der Ausführung von Service-Maßnahmen sind zudem Anforderungen an die Schutzkleidung und die praktischen Vorgehensweise zu eruieren (HANEKE 2011).
13. Prozeßwasser- und Biofilmanalysen als horizontale Untersuchungskampagne, um den Verdacht der Besiedlung hygienisch relevanter Mikroorganismen über die geographische Fläche nachzugehen (Mikrobielle Fallzahlermittlung in einer Querschnittsstudie). Dabei sollte eine Probenahmestrategie eronnen werden, die es erlaubt, in umwälzungsarmen Prozeßwasserbehältnissen mögliche Schichtungen im Wasserkörper zu berücksichtigen, die sich beispielsweise im Sauerstoff-, Nährstoff- oder Feststoffgehalt unterscheiden können und daher Zonen unterschiedlicher mikrobieller Präsenz und ihrer Stoffe darstellen.
14. Qualitätssicherungssysteme in der tierischen Erzeugung sollten zukünftig BioAbluftRA zum Gegenstand ihrer Prüfung machen, um Belangen des gesundheitlichen Verbraucherschutzes auf der Stufe der Primärproduktion in diesem biotechnologischen Bereich ebenfalls gerecht zu werden (z.B. vergleichbar mit dem Salmonellen-Monitoring anlässlich von Qualitätssicherungssystemen).

## 6.6 Quellennachweis

ACAR, J.F. (1986): *Serratia marcescens* infections. *Infection Control*, 7, 273-278.



- AL SAIF, N.; BRAZIER, J.S. (1996): The distribution of *Clostridium difficile* in the environment of South Wales. *Journal of Medical Microbiology*, 45, 133-137.
- AVBERSEK, J.; JANEZIC, S.; PATE, M.; RUPNIK, M.; ZIDARIC, V.; LOGAR, K.; VENGUST, M.; ZEMPLJIC, M.; PIRS, T.; OCEPEK, M. (2009): Diversity of *Clostridium difficile* in pigs and other animals in Slovenia. *Anaerobe*, 15, 252-255.
- BAKER, A.A.; DAVIS, E.; REHBERGER, T.; ROSENER, D. (2010): Prevalence and diversity of toxigenic *Clostridium perfringens* and *Clostridium difficile* among swine herds in the Midwest. *Applied and Environmental Microbiology*, 76, 2961-2967.
- BARBEAU, J.; GAUTHIER, C.; PAYMENT, P. (1998): Biofilms, infectious agents, and dental unit waterlines: A review. *Canadian Journal of Microbiology*, 44, 1019-1028.
- BIOSTOFFV (1999): Verordnung über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei Tätigkeiten mit biologischen Arbeitsstoffen (Biostoff-Verordnung), vom 27. Januar 1999, BGBI I S.50, zuletzt geändert am 18.12.2008, BGBI I S. 2768.
- CHENG, A.C.; CURRIE, B.J. (2005): Melioidosis: Epidemiology, pathophysiology, and management. *Clinical Microbiology Reviews*, 18, 383-416.
- CHRISTOPHER, G.W.; CIESLAK, T.J.; PAVLIN, J.A.; EITZEN, E.M. (1997): Biological Warfare. A historical perspective. *The Journal of the American Medical Association*, 278, 412-417.
- DEBAST, S.B.; VAN LEENGOED, L.A.; GOORHUIS, A.; HARMANUS, C.; KUIJPER, E.J.; BERGWERFF, A.A. (2009): *Clostridium difficile* PCR ribotype 078 toxinotype V found in diarrhoeal pigs identical to isolates from affected humans. *Environmental Microbiology*, 11, 505-511.
- FRANZ, D.R.; PARROTT, C.D.; TAKAFUJI, E.T. (1997): The U.S. biological warfare and biological defense programs. In: Medical aspects of biological and chemical warfare, Textbook of Military Medicine; Zajitchuk, R.; Bellamy, B.F. (eds.), Borden Institute, Walter Reed Army Medical Center, Washington, USA, 425-436.
- GERBA, C.P. (2000): Risk assessment. In: Environmental Microbiology, Maier, R.M., Pepper, I.L., Gerba, C.P. (eds.), Academic Press, San Diego, USA, 557-570.
- GOORHUIS, A.; BAKKER, D.; CORVER, J.; DEBAST, S.B.; HARMANUS, C.; NOTERMANS, D.W.; BERGWERFF, A.A.; DEKKER, F.W.; KUIJPER, E.J. (2008): Emergence of *Clostridium difficile* infection due to a new hypervirulent strain, polymerase chain reaction ribotype 078. *Clinical Infectious Diseases*, 47, 1162-1170.
- HANEKE, J. (2011): Mikrobiologische und hydrochemische Charakterisierung von hoch stickstoffhaltigen Waschflüssigkeiten in großtechnischen Abluftreinigungsanlagen an Mastschweineställen. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 184 S.
- HANEKE, J.; LEE, N.M.; GAUL, T.W.; VAN DEN WEGHE, H.F.A. (2010): Characterization of microbial communities in exhaust air treatment systems of large-scale pig housing facilities. *Water Science and Technology*, 62, 1551-1559.

- INDRA, A.; LASSNIG, H.; BALIKO, N.; MUCH, P.; FIEDLER, A.; HUHULESCU, S.; ALLERBERGER, F. (2009): *Clostridium difficile*: A new zoonotic agent? *Wiener Klinische Wochenschrift*, 121, 91-95.
- INGLIS, T.J.J.; SAGRIPANTI, J.-L. (2006): Environmental factors that affect the survival and persistence of *Burkholderia pseudomallei*. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 6865-6875.
- KEEL, K.; BRAZIER, J.S.; POST, K.W.; WESE, S.; SONGER, J.G. (2007): Prevalence of PCR ribotypes among *Clostridium difficile* isolates from pigs, calves, and other species. *Journal of Clinical Microbiology*, 45, 1963-1964.
- KEESSEN, E.C.; DONSWIJK, C.J.; HOL, S.P.; HERMANUS, C.; KUIJPER, E.J.; LIPMAN, L.J.A. (2011): Aerial dissemination of *Clostridium difficile* spores inside and outside a pig farm. *Proceedings of the 15<sup>th</sup> International Congress on Animal Hygiene*, 03-07 July 2011, Vienna, Austria, Vol. I, 279-281.
- KEESSEN, E.C.; LEENGOED, L.A.; BAKKER, D.; VAN DEN BRINK, K.M.; KUIJPER, E.J.; LIPMAN, L.J. (2010): Prevalence of *Clostridium difficile* in swine thought to have *Clostridium difficile* infections (CDI) in eleven swine operations in the Netherlands. *Tijdschrift voor Diergeneeskunde*, 135, 134-137.
- KUIJPER, E.J., COIGNARD, B.; TÜLL, P. (2006): Emergence of *Clostridium difficile*-associated disease in North America and Europe. *Clinical Microbiology and Infection*, 12, Suppl. 6, 2-18.
- MISSEL, T. (1999): Biologische und physikalische Charakterisierung luftgetragener Partikel an Arbeitsplätzen in der Abfallwirtschaft. Dissertation, Universität Hannover, BR Deutschland, 110 S.
- MITCHELL J.P. (1995): Particle Size Analysers: Practical procedures and laboratory techniques. In: *Bioaerosols Handbook*, C.S. Cox and C.M. Wathes (eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 177-246.
- MORRIS, C.E.; SANDS, D.C.; BARDIN, M.; JAENICKE, R.; VOGEL, B.; LEYRONAS, C.; ARIYA, P.A.; PSENNER, R. (2011): Microbiology and atmospheric processes: Research challenges concerning the impact of airborne micro-organisms on the atmosphere and climate. *Biogeosciences*, 8, 17-25.
- NEUS, H.; BOIKAT, U. (2000): Evaluation of traffic noise-related cardiovascular risk. *Noise and Health*, 2, 65-77.
- NICHOLSON, P.J. (1999): Communicating health risk. *Occupational Medicine*, 49, 253-256.
- PILLAI, S.D.; RICKE, S.C. (2002): Bioaerosols from municipal and animal wastes: Background and contemporary issues. *Canadian Journal of Microbiology*, 48, 681-696.
- REICHARDT, C.; CHABERNY, I.F.; KOLA, A.; MATTNER, F.; VONBERG, R.P.; GASTMEIER, P. (2007): Dramatischer Anstieg von *Clostridium-difficile*-assoziiierter Diarrhoe in Deutschland: Ist der neue Stamm PCR-Ribotyp 027 bereits angekommen? *Deutsche Medizinische Wochenschrift*, 132, 223-228.

- ROBERTS, K.; SMITH, C.F.; SNELLING, A.M.; KERR, K.G.; BANFIELD, K.R.; SLEIGH, P.A.; BEGGS, C.B. (2008): Aerial dissemination of *Clostridium difficile* spores. *BMC Infectious Diseases*, 8, 6 pp.
- ROLLE, M.; MAYR, A. (1984): Medizinische Mikrobiologie, Infektions- und Seuchenlehre für Tierärzte, Biologen und Agrarwissenschaftler. Enke Verlag, Stuttgart, BR Deutschland, 1030 S.
- RUPNIK, M.; WIDMER, A.; ZIMMERMANN, O.; ECKERT, C.; BARBUT, F. (2008): *Clostridium difficile* toxinotype V, ribotype 078, in animals and humans. *Journal of Clinical Microbiology*, 46, 2146.
- SCHARF, P. (2004): Einfluss einer biologischen Abluftreinigungsanlage auf die Emission von Mikroorganismen und Endotoxinen aus einem Entenmaststall. Dissertation, Freie Universität Berlin, BR Deutschland, 123 S.
- SEEDORF, J.; HARTUNG J. (2002): Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg., KTBL), Darmstadt, KTBL-Schrift 393, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster, 167 S.
- SIMANGO, C. (2006): Prevalence of *Clostridium difficile* in the environment in a rural community in Zimbabwe. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 100, 1146-1150.
- SONGER, J.G. (2010): Clostridia as agents of zoonotic disease. *Veterinary Microbiology*, 140, 399-404.
- SONGER, J.G.; ANDERSON, M.A. (2006): *Clostridium difficile*: An important pathogen of food animals. *Anaerobe*, 12, 1-4.
- SONGER, J.G.; POST, K.W. (2005): Veterinary Microbiology. Bacterial and fungal agents of animal disease. Elsevier Saunders, St. Louis, USA, 434 p.
- SONGER, J.G.; UZAL, F.A. (2005): Clostridial enteric infections in pigs. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 17, 528-536.
- SPAAN, S.; WOUTERS, I.M.; OOSTING, I.; DOEKES, G.; HEEDERIK, D. (2006): Exposure to inhalable dust and endotoxins in agricultural industries. *Journal of Environmental Monitoring*, 8, 63-72.
- THORN, J.; BEIJER, L.; RYLANDER, R. (2002): Work related symptoms among sewage workers: A nationwide survey in Sweden. *Occupational and Environmental Medicine*, 59, 562-566.
- VON DER WEIDEN, S.-L.; DREWNICK, F.; BORRMANN, S. (2009): Particle Loss Calculator – a new software tool for the assessment of the performance of aerosol inlet systems. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2, 479-494.
- WINIWARTER, W.; BAUER, H.; CASEIRO, A.; PUXBAUM, H. (2009): Quantifying emissions of primary biological aerosol particle mass in Europe. *Atmospheric Environment*, 43, 1403-1409.

# Kapitel 7

## Zusammenfassung / Summary

<i>Titel</i>	<b>Systemimmanente Biopartikel mit Hygienerelevanz in biologischen Abluftreinigungsanlagen der Tierproduktion</b>
<i>Untertitel</i>	Eine erste Wirkungsabschätzung für Mensch, Tier und Umwelt unter Mitberücksichtigung ablufttechnisch unbeeinflusster Emissionen
<i>Gründe für die Studie</i>	Die Nutztierhaltung verursacht nicht nur flüssige und feste Reststoffströme, sondern ist auch Ausgang von Luftverschmutzungen, die durch nennenswerte luftgetragene Emissionen von umweltwirksamen Bestandteilen wie Ammoniak, Geruch und Stäube zustande kommen. Biologische Abluftreinigungsanlagen (BioAbluftRA) nutzen in einem von Wasser geprägtem Milieu mikrobiologische Stoffwechselaktivitäten, um die unerwünschten Stoffe in der Abluft zwangsventilierter Nutztierhaltungen abzubauen. Durch das Rückhaltevermögen der BioAbluftRA bedingt, müssen diese Anlagen gegebenenfalls zur Erfüllung von rechtlichen Umweltauflagen betrieben werden. Besonders in viehdichten Regionen nimmt daher der Betrieb von BioAbluftRA zahlenmäßig zu, um Landwirten dennoch betriebliche Expansionsmöglichkeiten gewähren zu können. Trotz ihres mikrobiell getragenen Reduktionspotentials ist nur wenig über die mikrobiellen Lebensgemeinschaften innerhalb der BioAbluftRA bekannt. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß die Mikroflora nicht nur zu Abbauvorgängen beiträgt, sondern auch potentieller Verursacher von nachteiligen Effekten bei Mensch, Tier und Umwelt ist. Aus diesem Grund wurden an vier, nach unterschiedlichen Verfahrensprinzipien arbeitenden BioAbluftRA Untersuchungen durchgeführt, die der Ermittlung von Wirkungsgraden und der mikrobiologischen Zusammensetzung des Prozeßwassers, der Bestandsaufnahme des Hygienestatus als auch der Identifikation von mikrobiell bedingten Gefahren in Theorie und Praxis dienten.
<i>Zielsetzung</i>	(a) Überprüfung und Verifizierung der Brauchbarkeit der eingesetzten Methoden als Grundlage vertrauenswürdiger Ergebnisse. (b) Ermittlung der Partikelbezogenen Wirkungsgrade aller untersuchten BioAbluftRA über die Zeit und der Vergleich mit publizierten Daten. (c) Bestimmung der Größenordnung von mikrobiellen Konzentrationen im Prozeßwasser und ihr Bezug zu humanen Gesundheitsaspekten. (d) Zielansprache der BioAbluftRA als ökologische Nische für potentielle Pathogene. (e) Darstellung der Beteiligung von Biopartikeln bei Prozessen in der Umwelt und in der Atmosphäre im Besonderen. (f) Simulation eines Biopartikel-Wiedereintritts in den Stall als Kontaminationsvorgang nach Reinluftemission aus der BioAbluftRA.
<i>Hypothesen</i>	(a) Die benutzten Methoden sind für die Biopartikelbestimmung geeignet. (b) Das Fehlen statistisch abgesicherter Wirkungsgrade in der Literatur begründet Unsicherheiten im Bezug auf die Stetigkeit der dokumentierten

Rückhalteeffizienzen. (c) Das Prozeßwasser der BioAbluftRA ist mit Mikroorganismen angereichert, die eine potentielle Wirkung auf die menschliche Gesundheit haben. (d) Die BioAbluftRA weisen Bedingungen auf, die geeignet sind, Sapronoseerreger ein geeignetes Umfeld zu bieten. (e) Es ist nicht ausschließbar, daß BioAbluftRA zur Anreicherung von Biopartikeln in der Umwelt beitragen, was beispielsweise Konsequenzen für die Phytohygiene und die Zusammensetzung von atmosphärischen Nuclei hat. (f) Bei bestimmten meteorologischen Windverhältnissen können freigesetzte aerogene Biopartikel des Reingases in den Stall wieder eintreten, wodurch nachteilige Effekte für die Tiergesundheit und die Lebensmittelsicherheit entstehen.

### *Methoden*

Die Felduntersuchungen fanden an je zwei konventionellen Mastschweine- und Jungmasthühnerställen statt. Die Schweineställe waren mit einem Rieselbettreaktor (N=12) bzw. einem Biowäscher (N=12) ausgestattet. Die Abluft des einen Geflügelstalls wurde durch einen Biofilter geleitet (N=13). Der andere Mastgeflügelstall besaß eine 3-stufige Kombinationsanlage aus Wäscher, Chemowäscher und Biofilter (N=6). Zur Berechnung der Wirkungsgrade aller vier BioAbluftRA wurden die Bioaerosolkonzentrationen (Partikel nach Zahl und Größe, mesophile Gesamtbakterienzahl bzw. -keimzahl, mesophile und thermotolerante Pilze, Endotoxine und Staphylokokken) im Rohgas und im Reingas unter Anwendung eines optischen Partikelzähl- und des Kultivierungsverfahrens bestimmt. Als Sammelverfahren wurde das Impingement in allen Tierställen (Rohgas) und in Probenahmehauben (Reingas) eingesetzt. Beim Biowäscher kam eine Probenahmesonde zum Einsatz, um aerogene Luftpartikel aus dem strömenden Reingas zu sammeln. Eine weitere Sonde wurde in einem Abluftschacht mit Rohgas des selben Stalles installiert. Die Sondeneinsätze wurden nachträglich auf Ursachen und Ausmaß ihrer Partikelverluste mit Hilfe eines Computerprogrammes hin untersucht. An jeder Anlage wurden auch die partikulären Außenluftgehalte als Referenz erfaßt. Roh- und Reingasgehalte erlaubten die Berechnung des Wirkungsgrades für die spezifischen Bioaerosolanteile. Proben aus dem Prozeßwasser aller vier Anlagen wurden mikrobiologisch untersucht. Kultivierung und Spezifizierung dienten der qualitativen und semiquantitativen mikrobiologischen Charakterisierung des Wassers. Mit Blick auf die mikrobiologischen Befunde werden etwaige arbeitshygienische Wirkungen diskutiert. Zusätzliche Datenauswertungen werden benutzt, um denkbare Einflüsse der BioAbluftRA auf die Partikelgrößenverteilung während des Transportes durch die Anlage zu vergegenwärtigen und Einflußfaktoren zu definieren, die sich auf die Wirkungsgrade (WG) auswirken könnten. In Verbindung mit einer umfassenden Literatursichtung, wird die Rolle der BioAbluftRA für die Umwelt besonders ins Visier genommen. Die Bedeutung emittierter Reingase für die Tierproduktionshygiene unter definierten Windverhältnissen wird anhand eines computerisierten Windfeldmodells und einer Computersimulation verdeutlicht, die die Windfelddaten visualisieren hilft.

### *Ergebnisse*

Die berechneten WG unterscheiden sich zwischen den verschiedenen BioAbluftRA-Typen deutlich. Maximale WG von mehr als 90% werden durch die 3-stufige Kombinationsanlage erreicht. Die anderen BioAbluftRA zeigten variierende WG, die zwischen 1% und 96% schwankten. Die folgende Tabelle faßt die statistisch abgesicherten WG (Irrtumswahrscheinlichkeit p ist angegeben) für alle untersuchten BioAbluftRA und Parameter zusammen:



Wirkungsgrad (%) für Parameter:	Mastschweine Rieselbettreaktor	Jungmasthühner Biofilter	Mastschweine Biowäscher	Jungmasthühner 3-stufig
Partikel	67% (p<0.001)	90% (p<0.001)	75% (p<0.001)	91% (p<0.001)
Mesophile Gesamtkeime	75% (p<0.001)	96% (p<0.001)	90% (p<0.001)	96% (p<0.001)
Mesophile Pilze	2% (p>0.05)	36% (p<0.05)	1% (p>0.05)	91% (p<0.01)
Thermotolerante Pilze	35% (p>0.05)	48% (p<0.05)	56% (p>0.05)	—
Endotoxine	85% (p<0.001)	88% (p<0.001)	82% (p<0.05)	69% (p>0.05)
Staphylokokken	—	—	—	95% (p<0.001)

Ein breites Spektrum verschiedenster Mikroorganismen wurde im Prozeßwasser der BioAbluftRA gefunden. Die Gehalte schwanken dabei von geringgradig (+:  $10^3$  -  $10^4$  ml<sup>-1</sup>) über mittelgradig (++:  $10^4$  -  $10^5$  ml<sup>-1</sup>) bis hochgradig (+++:  $> 10^5$  ml<sup>-1</sup>). Die Ausbeuten spezifischer Keime wurden anhand dieser Einteilung semiquantifiziert bzw. bei rein qualitativen Nachweisen mit einem (+) gekennzeichnet. Die folgende Tabelle berücksichtigt nicht nur diese Art der Konzentrationsangabe und ihrer Schwankungsbreiten zwischen den Anlagen, sondern gibt auch Auskünfte über die in der Literatur dokumentierten Negativeffekte der detektierten Mikroorganismen auf Organsysteme. Zusätzlich wird die Risikogruppenzugehörigkeit der Mikroorganismen nach der *Technische Regeln für Biologische Arbeitsstoffe* (TRBA 466 2010) eingegliedert. Danach bewegen sich die Risikogruppen zwischen der Unwahrscheinlichkeit einer Krankheitsauslösung (Risikogruppe 1) und dem Vermögen, eine Krankheit beim Menschen auslösen zu können (Risikogruppe 2):

Detektierter Typ/Gattung (*spp)	Atem- trakt	Gastro- intestinal- trakt	Uro- genital- trakt	Kardio- vasku- lärsys- tem plus Sepsis	Nerven- system	Otitis	Semi- quantitative Gehalte in den BioAbluftRA	Risiko- gruppe (TRBA 466)
<i>Acinetobacter</i>	√		√	√			+ bis +++	1, 2
<i>Aeromonas</i>	√	√		√			(+) bis +++	1, 2
<i>Alcaligenes</i>	√		√			√	++	1, 2
<i>Citrobacter</i>		√					+ bis +++	2
<i>Corynebacterium</i>	√						++ bis +++	1, 2
<i>Enterobacter</i>		√					+ bis +++	1, 2
<i>Escherichia</i>	√	√	√	√			+ bis +++	1, 2*
<i>Flavobacterium</i>	√	√	√	√			(+) bis ++	1
<i>Klebsiella</i>	√						+++	1, 2
<i>Morganella</i>	√		√		√		(+) bis +++	1, 2
<i>Pantoea</i>	√						+	1, 2
<i>Proteus</i>	√		√			√	+ bis +++	1, 2
<i>Providencia</i>	√	√		√			+ bis +++	1, 2
<i>Pseudomonas</i>	√		√	√	√	√	(+) bis +++	1, 2
<i>Serratia</i>	√		√	√	√	√	+ bis +++	1, 2
<i>Bacillus</i>	√	√					+ bis +++	1, 2 <sup>#</sup>
<i>Staphylococcus</i>	√		√				+ bis +++	1, 2
<i>Streptococcus</i>	√			√	√		+ bis +++	1, 2
Endotoxine, EU ml <sup>-1</sup>	√			√			91-39.600	-
Hefen (Sproßpilze)	√			√			(+) bis +++	1, 2 <sup>§</sup>

Risikogruppe 1: Unwahrscheinlich, daß beim Menschen eine Krankheit verursacht wird

Risikogruppe 2: Die Auslösbarkeit einer Krankheit beim Menschen ist möglich

\*: ohne enterohämorrhagische Stämme #: ohne *Bacillus anthracis* §: nach TRBA 460 (2002), *Candida* spp. angenommen

Hinweis: *Pseudomonas* spp. inklusive *Burkholderia* spp.

EU: Endotoxin Units

*Schlussfolgerung*

Die angewandten Methoden in der Feldstudie waren geeignet, Biopartikel im Roh- und Reingas zu messen. Trotzdem muß angenommen werden, daß die protokollierten Reingaskonzentrationen des Biowäschers einer Korrektur bedürfen, weil isoaxiale und isokinetische Bedingungen nicht durchgehend sichergestellt werden konnten. Neben geeigneten *out stack*-Messungen in strömenden Gasen ist es für weitere Messungen mindestens ebenso wichtig zu entscheiden, ob WG-Berechnungen auf Grundlage von Rohgasmessungen im Stall oder im Abluftkamin erfolgen sollen. Impaktionsvorgänge im Kamin reduzieren wahrscheinlich die Partikelmengen bereits. Deswegen werden die berechneten Rückhalteeffizienzen kleiner im Vergleich zu den Kalkulationen zwischen Stallinnerem und Biowäscher. Dieser Umstand hat gleichermaßen Folgen für die Beträge von Emissionsfaktoren.

Die mittleren WG stehen grundsätzlich in Übereinstimmung mit anderen veröffentlichten Daten, wenn auch zeitweise mehr Biopartikel emittiert wurden als im Rohgas zu finden waren. Die Unterscheidung zwischen statistisch und nicht statistisch abgesicherten WG ist wichtig, weil Letzteres allenfalls einen Reduktionstrend anzeigt, der von einer relativ hohen inneren Variabilität des zugrunde gelegten Datenpools gekennzeichnet ist.

Es kann nicht vollends ausgeschlossen werden, daß BioAbluftRA nachteilige Effekte und Beschwerden in Menschen nach Exposition verursachen. Diese Wirkungen hängen stark ab von der Expositionskonzentration, der Zusammensetzung und Vitalität der Pathogene, der individuellen Anfälligkeit und der Eintrittspforte sowie der Expositionszeit und dem Expositionsintervall. Bioreaktoren wie die BioAbluftRA stellen ein physikalische, chemische und biologische Umwelt bereit, die helfen kann, Sapronoseerreger im Prozeßwasser, in Biofilmen oder in Protozoen wie Amöben zu etablieren. Literaturbezogene Informationen wurden gesammelt, um zu zeigen, daß die Umweltanforderungen von *Legionella* spp., *Leptospira* spp. und nicht-tuberkulösen *Mycobacteria* spp. durchaus in BioAbluftRA erfüllt werden. Es muß ferner angenommen werden, daß Viren und andere bisher nicht spezifizierte pathogene Mikroorganismen ebenfalls in dem aquatisch geprägten Milieu der BioAbluftRA anzutreffen sind.

Luftgetragene Biopartikel gelten als beteiligte Agentien bei Wolkenkondensationen und Eisbildungen in der Atmosphäre. In diesem Zusammenhang zählt das Bakterium *Pseudomonas syringae* zu den potenten eiskleierenden Partikel, das nicht nur Teilhabe an atmosphärischen Prozessen hat, sondern über sein Eisbildungsvermögen Frostschäden bei Pflanzen verursacht. Da die Pseudomonaden mit zu den dominanten Gram-negativen Bakterien im Prozeßwasser der BioAbluftRA zählen, wird angenommen, daß auch *Pseudomonas syringae* hier anzutreffen ist. Endotoxine als mikrobielle Zellwandbruchstücke können eiskleierende Proteine tragen. Weil Endotoxine Hauptbestandteile luftgetragener Partikel in der Landwirtschaft sind, ist nicht nur von einer gesundheitlichen Komponente auszugehen, sondern auch von einer Beteiligung an atmosphärischen Prozessen. Aus diesem Grund könnten Endotoxine als Beispiel für einen interdisziplinären Wissenschaftsansatz dienen.

Unter bestimmten meteorologischen Bedingungen und räumlicher Anordnung von Tierstall und angeschlossener BioAbluftRA, ist ein Wiedereintritt bereits freigesetzten Reingases in den Stall über dessen Zuluftöffnungen möglich. Da das Reingas nicht vollends partikelfrei ist, werden die Tiere dadurch potentiellen Kontaminanten ausgesetzt, was eine Gefährdung für die Herdengesundheit darstellen könnte. Wenn Tierherden *Salmonella* spp. oder *Campylobacter* spp. ausscheiden, kann über den Rohgaseintrag eine Besiedlung in der BioAbluftRA erfolgen. Deswegen könnten BioAbluftRA auch eine Quelle lebensmittelhygienisch relevanter Keime sein.

*Potentielle  
Relevanz der  
Studie*

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß BioAbluftRA Vorrichtungen sind, die nicht nur unerwünschte Luftkontaminanten eliminieren, sondern auch als Habitat eines weiten Spektrums an bekannten und noch unbekannten Mikroorganismen gelten können bzw. wahrscheinlich in Frage kommen. Wenn weitere notwendige Verifikationsversuche die hiesige Vision eines Wirkungspotentials für Mensch, Tier und Umwelt bestätigen sollten, müssen Überwachungsprogramme und Präventionsmaßnahmen angedacht werden. Dieses Ansinnen wäre besonders wichtig, weil die Zahl der betriebenen BioAbluftRA stetig steigt.

*Title***Hygiene-related bioparticles inherent in biological waste gas purification systems for livestock buildings***Subtitle*

An initial estimate of effects on humans, animals, and the environment

*Reasons for performing the study*

Livestock production is not only a source of solid and liquid waste but also air pollution because agricultural animal operations emit considerable quantities of harmful environmental compounds, such as airborne ammonia, odour, and particulate matter. Biological waste gas purification systems (BWGPS) use microbiological activities in an aqueous environment to break down airborne pollutants in the exhaust air from mechanically ventilated livestock buildings. Due to their reduction potential, BWGPS are placed in operation to fulfil environmental protection rules. In animal-dense areas, BWGPS play the dual role of meeting environmental demands while guaranteeing the further extensibility of farms. However, despite of the reduction potential of BWGPS, very little is known regarding the microbiological communities of BWGPS, which may include germs harmful to humans, livestock, and the environment in addition to the decomposing microorganisms. This study investigated reduction efficiencies and microbiological composition of the process water of four significantly different BWGPS to ascertain their hygienic status and identify possible hazards from practical and theoretical points of view.

*Objectives*

(a) To verify the methods used as a basis for trusted results. (b) To ascertain the particle-related reduction efficiencies (RE) of the different BWGPS types over time and compare them with published data. (c) To determine the concentrations of waterborne microorganisms within the BWGPS and relate the findings to human health issues. (d) To characterize BWGPS as an ecological niche which may harbour potential pathogens. (e) To explain the interaction of bioparticles with the environment, and the atmosphere in particular. (f) To simulate refluxes of BWGPS-emitted bioparticles into the livestock building as a self-contaminating mechanism.

*Hypotheses*

(a) The methods used in this study are appropriate for the determination of bioparticles. (b) The lack of statistical verification of REs reported in the literature results in uncertainty regarding their reliability. (c) The process water of BWGPS is enriched with microorganisms with a potential impact on human health. (d) The BWGPS present conditions which attract sapronotic infection agents. (e) It cannot be excluded that BWGPS contribute to the enrichment of bioparticles in the environment with possible consequences for phytohygiene and for the composition of atmospheric nuclei, for instance. (f) Certain ambient wind conditions can cause an intake of already emitted bioparticles into the livestock building with an adverse effect on animal health and food safety.



*Methods*

The field investigations were undertaken at two common finishing pig operations and two livestock buildings with broilers. One pig house was equipped with a biotrickling reactor (N=12), and the other was equipped with a bioscrubber (N=12). The exhaust air from one poultry house was sent through a biofilter (N=13). A combined three-stage scrubber-chemoscrubber-biofilter device was attached to the second poultry unit (N=6). To calculate the reduction efficiencies of the four different BWGPS, concentrations of bioaerosols (number and size of particulates, total mesophilic bacteria, mesophilic and thermotolerant fungi, endotoxins, and staphylococci) in both crude and clean gas were determined using optical particle counts and cultivation. Impingement methods were used in all livestock buildings to collect the crude gas, and impingers mounted in hoods above the BWGPS collected the clean gas. For the bioscrubber, an out-stack sampling probe was installed to collect airborne bioparticles in the flowing clean gas, and another sampling probe was installed in an exhaust chimney for untreated crude gas released by the same barn. The magnitude of particle-related inlet and transport losses of the operated sampling probes were calculated later using a computer programme. Finally, a sampling position in the ambient air was established at each site as a reference. The RE was calculated for each component, using the bioparticle concentration of the crude and the clean gas. Samples of the process water were taken at all four plants. Subsequent cultivations were used to assess the microbiological quality, and to a certain extent, the quantity in the process water. Considering the microbiological findings, the potential impact on occupational health is discussed. Particle size distribution and other influencing factors were specified during post-processing, which may influence the resulting RE of the BWGPS. A comprehensive literature review was undertaken, specifically focusing on the interactions between BWGPS and the environment. The potential impact of airborne contaminants released from BWGPS on livestock production hygiene was assessed. For this purpose, a computerized wind field model using predefined wind conditions was utilized. After running the model, the output data were processed in a computer simulation programme to visualize the wind field data.

*Results*

The calculated RE differ considerably among the parameters and the BWGPS types. Maximum RE values greater than 90% were obtained from the three-stage combined plant. The other BWGPS showed RE values ranging between 1% and 96%. The following table summarizes the statistically checked RE (p-values included) for all investigated plants and parameters:

Reduction efficiency (%) for parameter:	Fattening pigs Biotrickling reactor	Broilers Biofilter	Fattening pigs Bioscrubber	Broilers 3-stage combined BWGPS
Particles	67% (p<0.001)	90% (p<0.001)	75% (p<0.001)	91% (p<0.001)
Total mesophilic bacteria	75% (p<0.001)	96% (p<0.001)	90% (p<0.001)	96% (p<0.001)
Mesophilic fungi	2% (p>0.05)	36% (p<0.05)	1% (p>0.05)	91% (p<0.01)
Thermotolerant fungi	35% (p>0.05)	48% (p<0.05)	56% (p>0.05)	—
Endotoxin	85% (p<0.001)	88% (p<0.001)	82% (p<0.05)	69% (p>0.05)
Staphylococci	—	—	—	95% (p<0.001)

A broad spectrum of different microorganisms was found in the process water of the BWGPS. The concentrations ranged from slight (+:  $10^3$  -  $10^4$  ml<sup>-1</sup>) to moderate (++:  $10^4$  -  $10^5$  ml<sup>-1</sup>) to high (+++:  $> 10^5$  ml<sup>-1</sup>). In case of qualitative detections, findings are indicated by a (+) only. These observations and its variations among the BWGPS are shown in the following table, which also includes the literature-documented adverse effects of identified microorganisms in human organ systems. Risk categories were assigned to each entry in the table according to the *Technische Regeln für Arbeitsstoffe* (TRBA 466 2010).

Detected type/genus (*.spp)	Respi-ratory tract	Gastro-intestinal tract	Uro-genital tract	Cardio-vascular system incl. sepsis	Nervous system	Otitis	Semi-quantitative yields in the BWGPS	Risk category (TRBA 466)
<i>Acinetobacter</i>	√		√	√			+ to +++	1, 2
<i>Aeromonas</i>	√	√		√			(+) to +++	1, 2
<i>Alcaligenes</i>	√		√			√	++	1, 2
<i>Citrobacter</i>		√					+ to +++	2
<i>Corynebacterium</i>	√						++ to +++	1, 2
<i>Enterobacter</i>		√					+ to +++	1, 2
<i>Escherichia</i>	√	√	√	√			+ to +++	1, 2*
<i>Flavobacterium</i>	√	√	√	√			(+) to ++	1
<i>Klebsiella</i>	√						+++	1, 2
<i>Morganella</i>	√		√		√		(+) to +++	1, 2
<i>Pantoea</i>	√						+	1, 2
<i>Proteus</i>	√		√			√	+ to +++	1, 2
<i>Providencia</i>	√	√		√			+ to +++	1, 2
<i>Pseudomonas</i>	√		√	√	√	√	(+) to +++	1, 2
<i>Serratia</i>	√		√	√	√	√	+ to +++	1, 2
<i>Bacillus</i>	√	√					+ to +++	1, 2 <sup>#</sup>
<i>Staphylococcus</i>	√		√				+ to +++	1, 2
<i>Streptococcus</i>	√			√	√		+ to +++	1, 2
Endotoxin, EU ml <sup>-1</sup>	√			√			91-39,600	-
Yeasts	√			√			(+) to +++	1, 2 <sup>§</sup>

Risk category 1: unlikely to cause a disease in humans

Risk category 2: possesses the potential to cause a disease in humans

\*: without enterohemorrhagic strains    #: without *Bacillus anthracis*    §: related to TRBA 460 (2002), *Candida* spp. assumed

Note: *Pseudomonas* spp. include *Burkholderia* spp.

EU: Endotoxin Units

### Conclusions

The methods applied in the field study were generally suitable to measure bioparticles in the crude and in the clean gas. Nevertheless, it is assumed that the recorded clean gas concentrations of the bioscrubber must be adjusted because isoaxial and isokinetic conditions could not be completely ensured. Apart from proper out-stack measurements in flowing gases, it is important for further investigations to decide whether RE calculations should be based on crude gas measurements directly in the barn or within the exhaust chimney. It is likely that impaction mechanisms in the chimney reduce the number of particles. Therefore, calculated REs become smaller in comparison to the calculations between animal house and bioscrubber. This circumstance also has consequences for the determination of emission factors.

The average calculated REs generally agree with other published REs, although occasionally more bioparticles were emitted than the crude gas originally contained. The distinction between statistically and non-statistically verified RE is important, because the latter shows only a reduction trend due to a great variability of the collected data.

It cannot be fully excluded that BWGPS could cause adverse effects in humans after exposure. Such effects depend highly on concentration, composition and vitality of pathogens, individual susceptibility, portal of entry, exposure time, and exposure intervals. Bioreactors such as BWGPS provide a physical, chemical, and biological environment favourable to sapronotic infectious germs in biofilms or in protozoa (e.g., amoebae) or in the process water. A literature study indicates the environmental requirements for *Legionella* spp., *Leptospira* spp. and non-tuberculous *Mycobacteria* spp. are principally fulfilled by the BWGPS. It must be assumed that viruses and other unspecified pathogenic microorganisms are also harboured in the aqueous surroundings of BWGPS.

Airborne agricultural bioparticles may be involved in cloud condensation and ice-forming processes in the atmosphere. Specifically, the bacterium *Pseudomonas syringae* is a potent ice nucleating agent which can take part in atmospheric processes and also cause plant damage due to its freezing capabilities. Because pseudomonads belong to one of the predominant Gram-negative bacteria detected in the process water, the presence of *Pseudomonas syringae* in BWGPS is assumed. Endotoxins as cell wall debris of microbes are also able to carry ice nucleating proteins. Because endotoxins are one of the major airborne compounds observed in agriculture, they may have an atmospheric influence in addition to their health effects. Therefore, endotoxins may be excellent candidates for interdisciplinary research.

Specific meteorological conditions, together with the spatial arrangement of the BWGPS and the livestock building, can result in a re-entry of released clean gas into the animal production facility through the air inlets. Because the clean gas is not fully particle-free, animals will be potentially exposed to contaminants, which may threaten herd health. If herds are shedding *Salmonella* spp. or *Campylobacter* spp., these zoonotic agents could enter and colonize the BWGPS. Therefore, BWGPS could also be a source of agents that cause food safety concern.

*Potential  
relevance of the  
study*

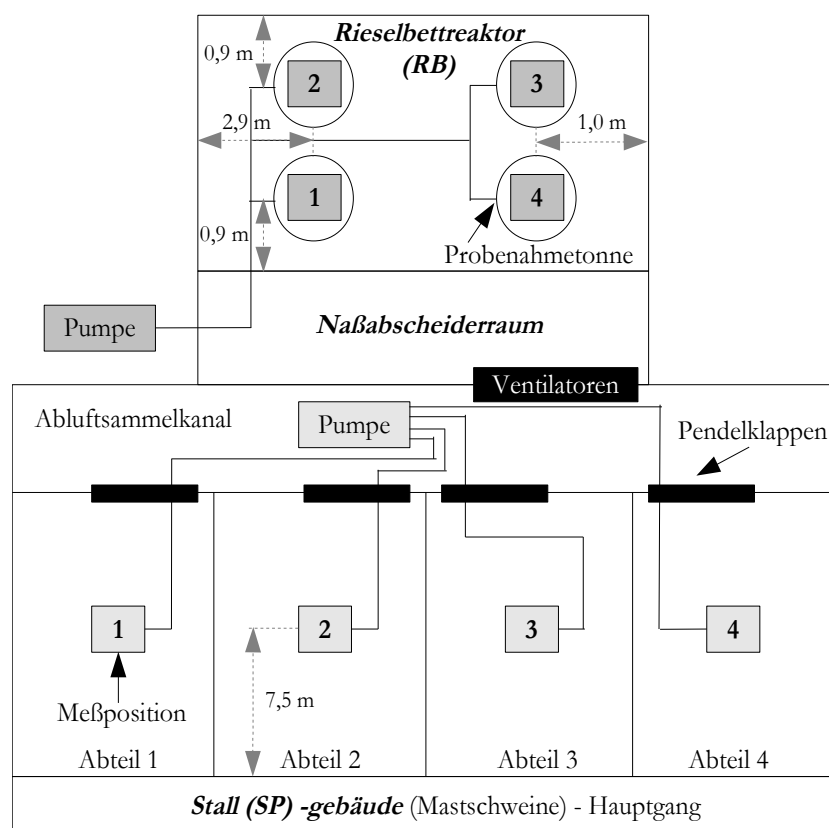
These investigations show that BWGPS are devices which not only break down undesirable airborne pollutants but can also harbour a wide spectrum of known and unknown microorganisms. If further experiments support these results in relation to potential health hazards for humans and animals and adverse environmental effects, monitoring programmes and prevention measures must be established. This approach is particularly important because the number of BWGPS in operation is increasing.



# Appendix A



## Anzahl und Lage der Probenahmepositionen im Stall und auf dem Rieselbettreaktor der Anlage I



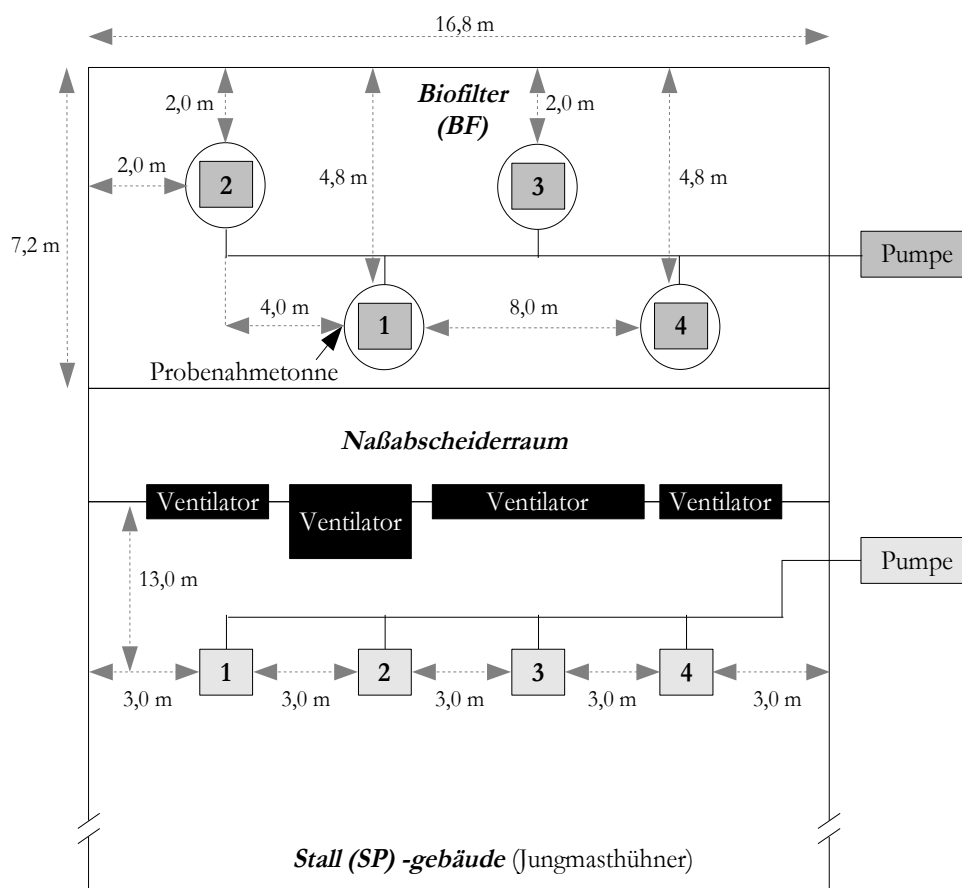
Instrumentelle Bestückungsliste für die Probenahme in Anlage I (X: Gerät installiert)

Gerät	Stall (Rohgas)				Rieselbettreaktor (Reingas)			
	SP1	SP2	SP3	SP4	RB1	RB2	RB3	RB4
<b>AGI-30</b> 10,5 l min <sup>-1</sup>	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Agent*</b>	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>AGI-30</b> 12,5 l min <sup>-1</sup>	-	-	X	-	-	-	-	-

\* °C, % r.F.

## Appendix B

### Anzahl und Lage der Probenahmepositionen im Stall und auf dem Biofilter der Anlage II



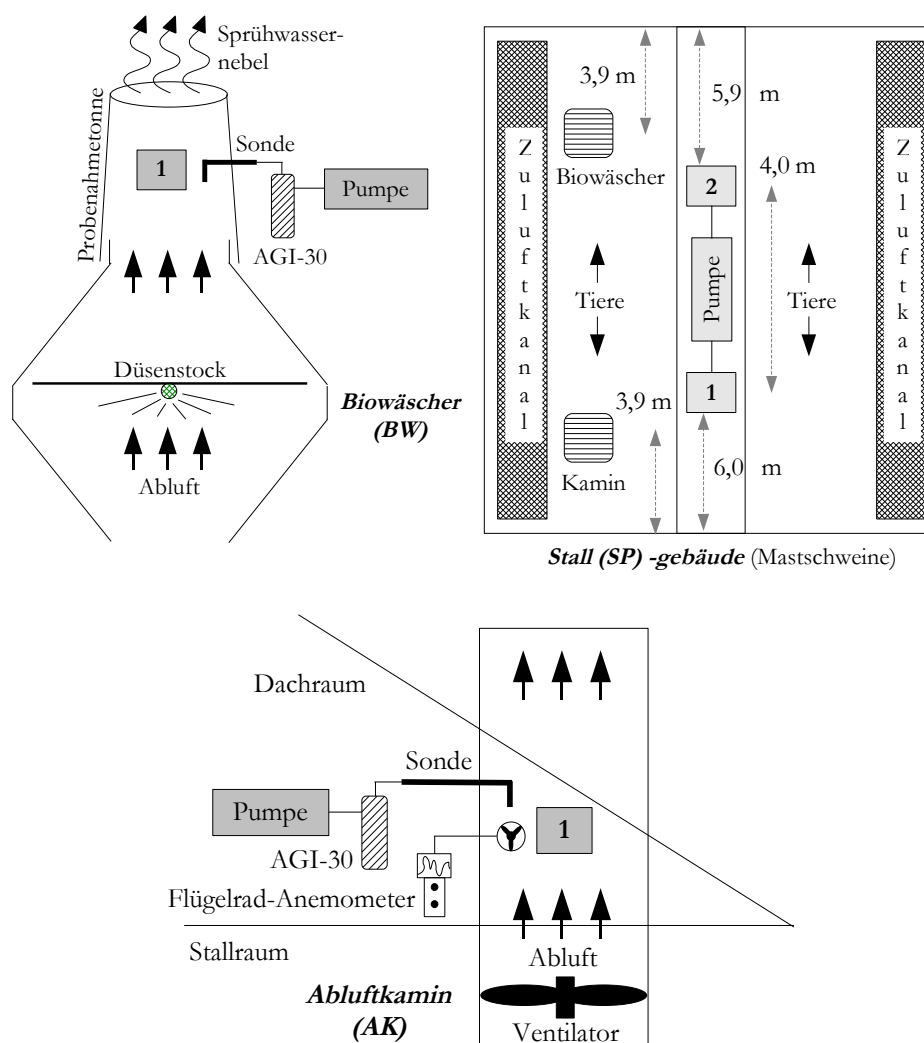
Instrumentelle Bestückungsliste für die Probenahme in Anlage II (X: Gerät installiert)

Gerät	Stall (Rohgas)				Biofilter (Reingas)			
	SP1	SP2	SP3	SP4	BF1	BF2	BF3	BF4
<b>AGI-30</b> 10,5 l min <sup>-1</sup>	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Agent*</b>	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>AGI-30</b> 12,5 l min <sup>-1</sup>	-	-	X	-	-	-	-	-

\* °C, % r.F.

# Appendix C

## Anzahl und Lage der Probenahmepositionen im Stall und oberhalb des zweiten Düsenstocks des Biowäschers der Anlage III



Instrumentelle Bestückungsliste für die Probenahme in Anlage III (X: Gerät installiert)

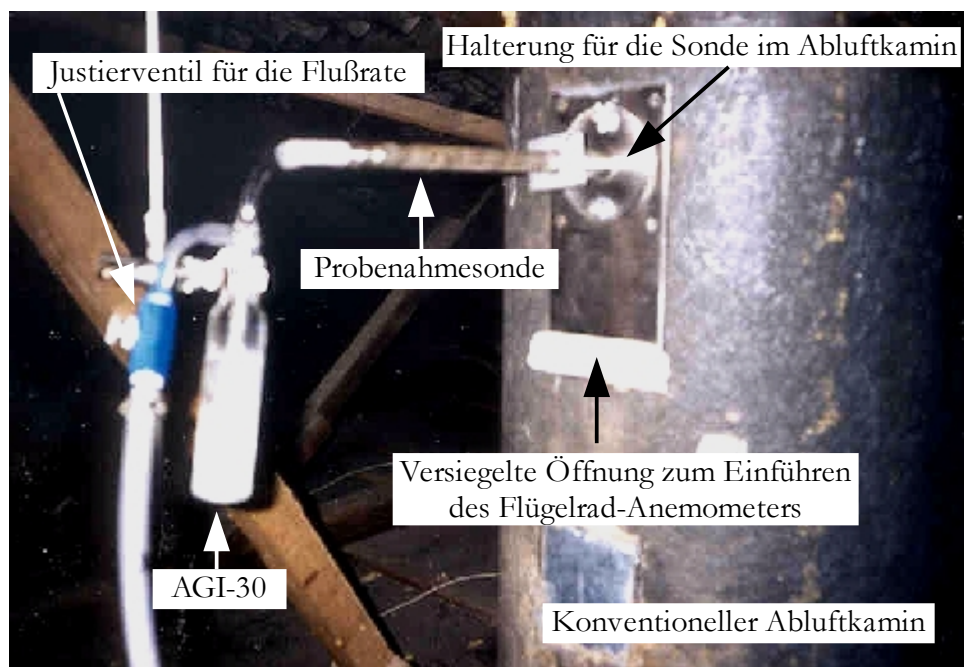
Gerät	Stall (Rohgas I)		Abluftkamin (Rohgas II)	Biowäscher (Reingas)
	SP1	SP2	AK1	BW1
AGI-30 10,5 L min <sup>-1</sup>	X	X	X	X
Agent*	X	X	Anemometer (°C, m sec <sup>-1</sup> )	Anemometer <sup>#</sup> (°C, m sec <sup>-1</sup> )
AGI-30 12,5 L min <sup>-1</sup>	X	-	-	-

\* °C, % r.F.

<sup>#</sup> nicht eingezeichnet

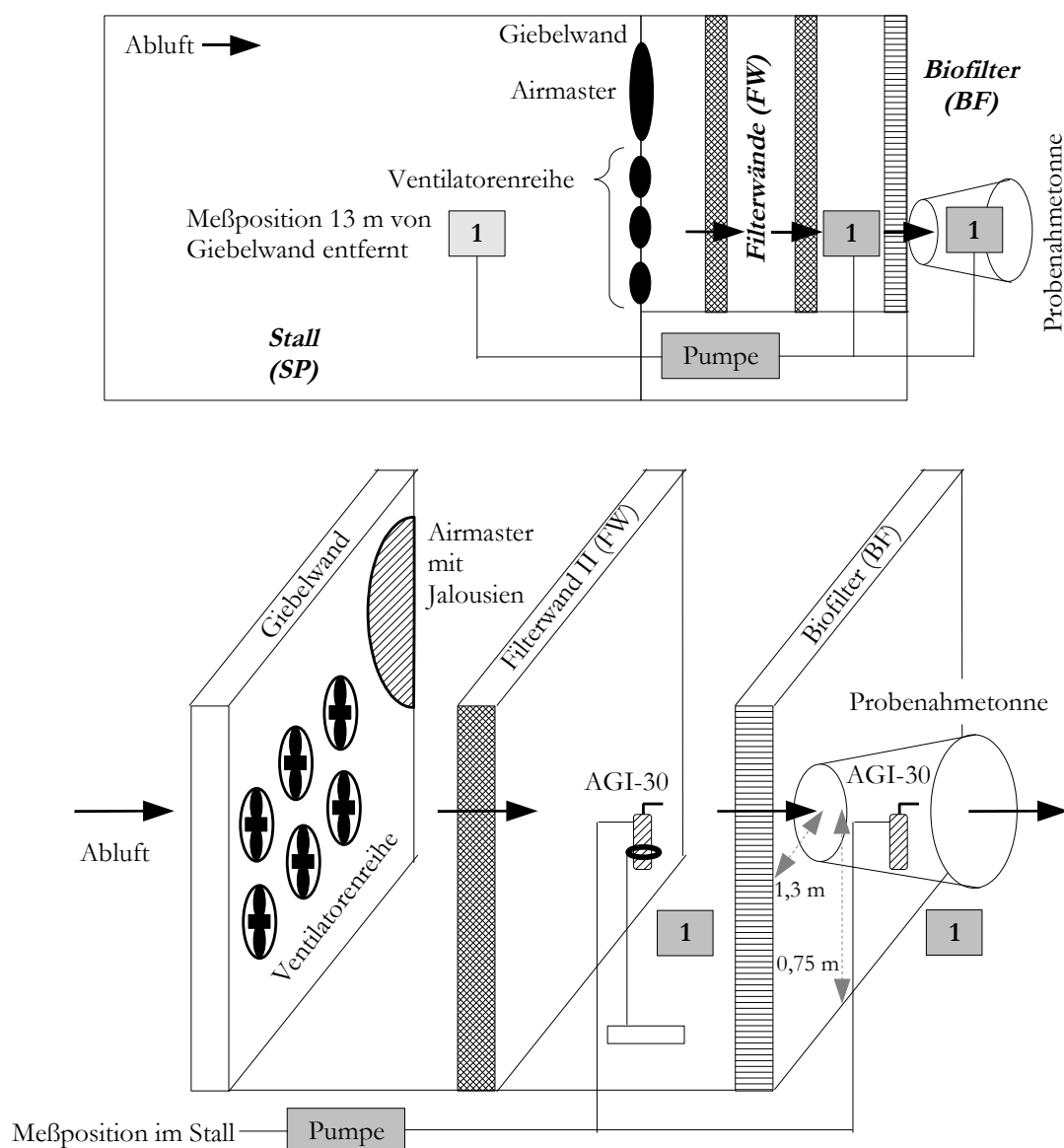
## Appendix D

Photographische Eindrücke von der Probenahmetechnik im Stallabteil und am konventionellen Abluftkamin der Anlage III



# Appendix E

## Anzahl und Lage der Probenahmepositionen im Stall und auf dem Biofilter der Anlage IV



Anmerkung: Filterwand I ist in unterer Graphik zeichnerisch nicht berücksichtigt.

Instrumentelle Bestückungsliste für die Probenahme in Anlage IV (X: Gerät installiert)

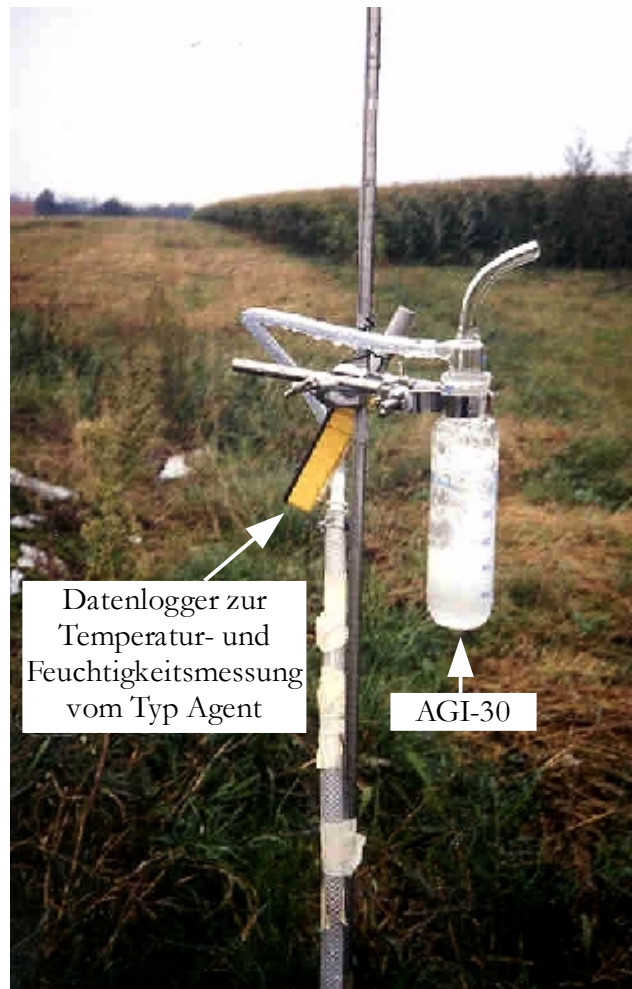
	Stall (Rohgas I)	Filterwand II (Reingas I)	Biofilter (Reingas II)
Gerät	SP1	FW1	BF1
AGI-30 10,5 l min <sup>-1</sup>	X	X	X
Agent*	X	X	X

\* °C, % r.F.



# Appendix F

## Außenluftprobenahmeposition



Instrumentelle Bestückungsliste für die Probenahme in der Außenluft (X: Gerät installiert)

Gerät	Außenluft (Referenz) RP
AGI-30 10,5 l min <sup>-1</sup>	X
Agent*	X

\* °C, % r.F.

# Appendix G

## Semiquantitative Gehalte mikrobieller Bestandteile der untersuchten Waschwasserproben\*

Gattung-Species	Anlage I		Anlage II	
	Anzahl pos. Befunde	Gehalte	Anzahl pos. Befunde	Gehalte
<i>Pseudomonas cepacia</i>	1	(+)		
<i>Pseudomonas shigelloides</i>	1	++		
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>			2	+
<i>Pseudomonas fluorescens</i>				
<i>Pseudomonas</i> spp.	1	++		
<i>Aeromonas</i> spp.	1	(+)	2	+ bis ++
<i>Streptococcus</i> spp., a-hämolysierend	7	+ bis ++	3	++
<i>Streptococcus</i> spp., anhämolysierend				
<i>Protens</i> spp.	4	+ bis ++	5	+ bis ++
<i>Protens vulgaris</i>	2	++	3	++ bis +++
<i>Citrobacter freundii</i>	1	+		
<i>Citrobacter</i> spp.				
<i>Morganella morganii</i>	1	(+)	1	+++
<i>Morganella</i> spp.				
Sproßpilze	4	(+) bis +++	3	+ bis ++
<i>Flavobacterium odoratum</i>	2	(+) bis ++		
<i>Staphylococcus</i> spp., koagulasenegativ	3	+ bis ++	7	++ bis +++
<i>Staphylococcus aureus</i>				
<i>Serratia</i> spp.	2	+ bis ++		
<i>Serratia marcescens</i>			7	+ bis +++
<i>Alcaligenes</i> spp.	2	++		
<i>Corynebacterium</i> spp.	1	++		
coryneforme Bakterien				
<i>Enterobacter</i> spp.	1	+		
<i>Pantoea agglomerans</i>				
<i>Bacillus</i> spp.	1	+	5	+ bis ++
<i>Bacillus cereus</i>			3	++ bis +++
Gram-negative Bakterien <sup>1)</sup> , allgemein			3	++ bis +++
<i>Escherichia coli</i>			6	+ bis +++
<i>Klebsiella terrigena</i>				
<i>Klebsiella pneumoniae</i>				
<i>Acinetobacter</i> spp.			1	+++
<i>Candida albicans</i>			1	++
<i>Mucor</i> spp.				
Schimmelpilze				
<i>Providencia rustigani</i>				
<i>Providencia rettgeri</i>				

\* Legende in Appendix I

# Appendix H

## Semiquantitative Gehalte mikrobieller Bestandteile der untersuchten Waschwasserproben\*

Gattung-Species	Anlage III		Anlage IV	
	Anzahl pos. Befunde	Gehalte	Anzahl pos. Befunde	Gehalte
<i>Pseudomonas cepacia</i>				
<i>Pseudomonas shigelloides</i>				
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>				
<i>Pseudomonas fluorescens</i>			2	+++
<i>Pseudomonas</i> spp.	3	+	1	+++
<i>Aeromonas</i> spp.			2	+ bis +++
<i>Streptococcus</i> spp., a-hämolysierend			3	+ bis +++
<i>Streptococcus</i> spp., anhämolysierend			2	+++
<i>Protens</i> spp.	3	+	2	++
<i>Protens vulgaris</i>				
<i>Citrobacter freundii</i>	1	+		
<i>Citrobacter</i> spp.			1	+++
<i>Morganella morganii</i>	1	+		
<i>Morganella</i> spp.	1	+		
Sproßpilze			3	+ bis ++
<i>Flavobacterium odoratum</i>				
<i>Staphylococcus</i> spp., koagulasen negativ			5	++ bis +++
<i>Staphylococcus aureus</i>	1	+		
<i>Serratia</i> spp.				
<i>Serratia marcescens</i>	1	+		
<i>Alcaligenes</i> spp.				
<i>Corynebacterium</i> spp.			1	+++
coryneforme Bakterien	1	+		
<i>Enterobacter</i> spp.			1	+++
<i>Pantoea agglomerans</i>			1	+
<i>Bacillus</i> spp.	2	+	3	++ bis +++
<i>Bacillus cereus</i>	1	+	1	++
Gram-negative Bakterien <sup>1)</sup> , allgemein			1	++
<i>Escherichia coli</i>	2	+	2	+ bis ++
<i>Klebsiella terrigena</i>			1	+++
<i>Klebsiella pneumoniae</i>			1	+++
<i>Acinetobacter</i> spp.	3	+	1	+++
<i>Candida albicans</i>				
<i>Mucor</i> spp.			1	++
Schimmelpilze			1	+++
<i>Providencia rustiganii</i>	1	+		
<i>Providencia rettgeri</i>			1	+++

\* Legende in Appendix I

# Appendix I

## Legende zu den Tabellen in Appendix G und H

- (+) : nur qualitativer Nachweis
- +
- ++ : mittelgradig (ca.  $10^4$  bis  $10^5$  Keime ml<sup>-1</sup>)
- +++ : hochgradig ( $> 10^5$  Keime ml<sup>-1</sup>)
- )<sup>1</sup> : biochemisch nicht näher zu differenzieren
- pos. : positiv

# Appendix J

Eingabedaten und Einstellungen für den *Particle Loss Calculator* (VON DER WEIDEN *et al.* 2009) zur Berechnung der relativen Partikelverluste durch die Teilstromentnahme im Abluftkamin und Biowäscher der Anlage III am Beispiel eines Aspirationswinkels von 30°

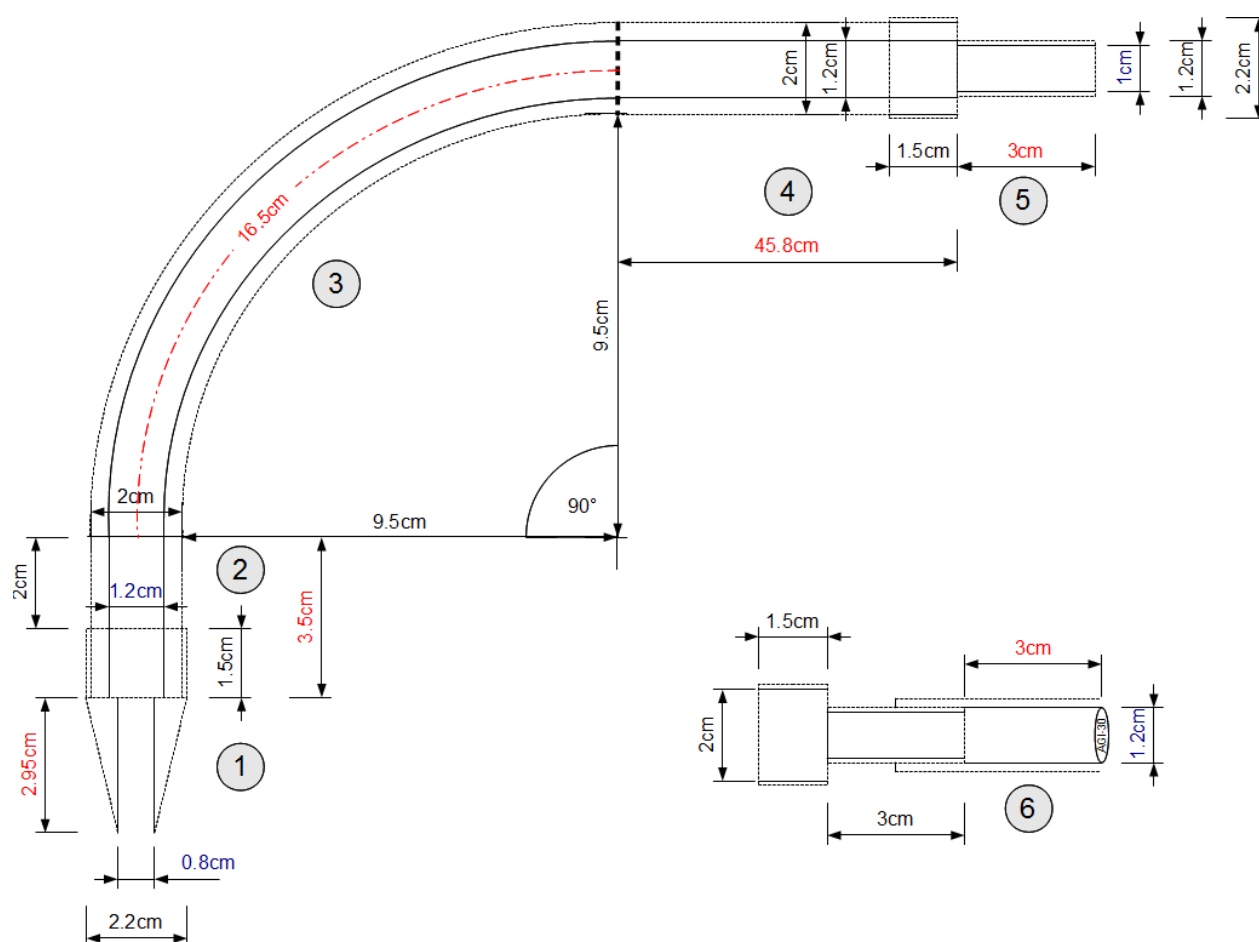
Parameters of the Tubing:

Table0:No,flowrate,tubelength,...						
R0		1				
No	Flow Rate, l/min	Tube Length, m	Tube Diameter A, mm	Tube Diameter B, mm	Angle of Inclination, °	Angle of Curvature, °
1	10.21	0.0295	8	8	90	0
2	10.21	0.035	12	12	90	0
3	10.21	0.165	12	12	0	90
4	10.21	0.458	12	12	0	0
5	10.21	0.03	10	10	0	0
6	10.21	0.03	12	12	0	0
7	0	0	0	0	0	0



# Appendix K

Eingabedaten und Einstellungen für den *Particle Loss Calculator* (VON DER WEIDEN *et al.* 2009) zur Berechnung der relativen Partikelverluste durch die Teilstromentnahme im Abluftkamin und Biowäscher der Anlage III am Beispiel eines Aspirationswinkel von 30° (Fortsetzung)



Probenahmesonde mit Maßangaben als Eingabedaten (*Parameters of the Tubing*) im *Particle Loss Calculator*. 1: Einlaßdüse, 2: kurzes Rohrstück vor Rohrbogen, 3: Rohrbogen, 4: langes Rohrstück nach Rohrbogen, 5: Schlauchtülle, 6: Schlauch auf Schlauchtülle für Anschluß an den AGI-30.

## Literatur

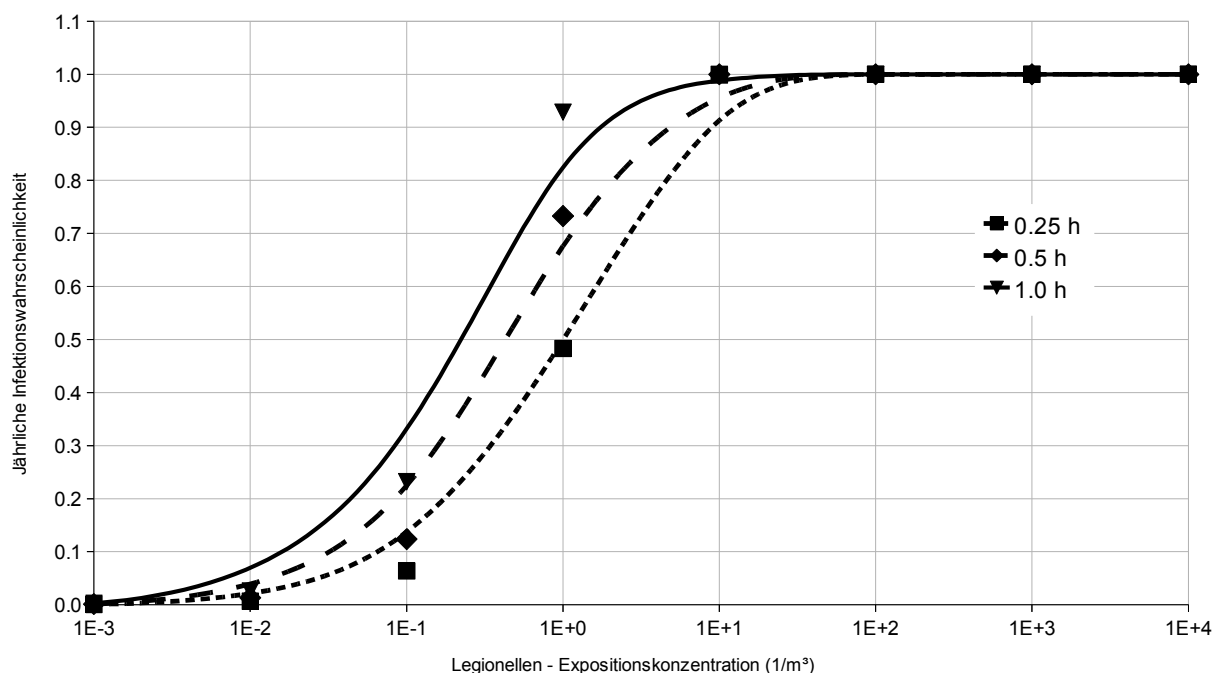
VON DER WEIDEN, S.-L.; DREWICK, F.; BORRMANN, S. (2009): Particle Loss Calculator – a new software tool for the assessment of the performance of aerosol inlet systems. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2, 479-494.

# Appendix L

Musterberechnung plus Graphik für eine inhalativ bedingte, jährliche Infektionswahrscheinlichkeit für Legionellen. Anwendung des exponentiellen *one-hit* Modells mit  $r=0,06$  für Legionellen. Die Anwendung des Modells und der darin eingehenden Daten sind nur exemplarisch. Näheres ist dem hiesigen Literaturverweis und den entsprechenden Quellen des Kapitels 5.3 zu entnehmen. Es gilt:

$P_i = 1 - (e^{-rD})$	$P_i$ : Infektionswahrscheinlichkeit (0 bis 1)
	$r$ : Infektionskoeffizient, der den Anteil überlebender und infektionsverursachender Pathogene beschreibt
	$D$ : Dosis (absolut)
$D = C \times VR \times t$	$C$ : Konzentration des Pathogens in der Luft ( $m^{-3}$ )
	$VR$ : Ventilationsrate der Lunge (hier angenommen $0,83 m^3 h^{-1}$ )
	$t$ : Expositionsdauer in Stunden (h)
$P_a = 1 - (1 - P_i)^d$	$P_a$ : Jährliches Infektionsrisiko (0 bis 1)
	$P_i$ : Infektionswahrscheinlichkeit (0 bis 1)
	$d$ : Anzahl der Expositionstage pro Jahr

mit  $r = 0,06$  und Expositionsdauern von 0,25, 0,5 und 1 Stunde pro Ereignis mit jährlich insgesamt 53 Tagen (etwa 1 x wöchentlich). Angenommene Konzentrationen von  $0,001$  bis  $10.000 m^{-3}$  ( $1/m^3$ ).



## Literatur

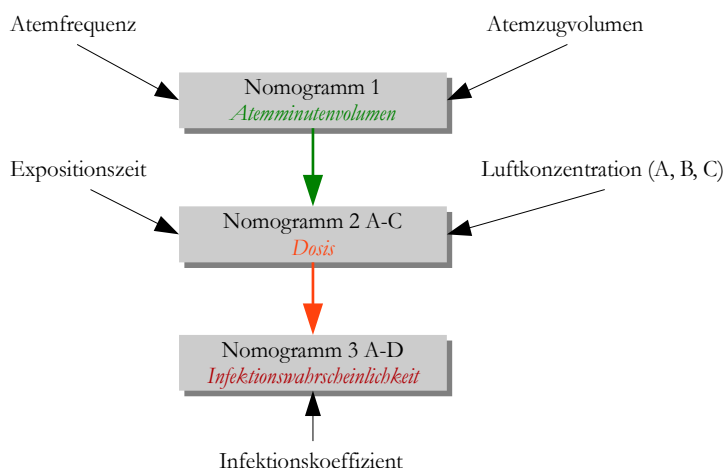
AMSTRONG, T.W.; HAAS, C.N. (2007): A quantitative microbial risk assessment model for Legionnaires' disease: Animal model selection and dose-response modeling. *Risk Analysis*, 27, 1581-1596.

BROOKS, J.P.; TANNER, B.D.; GERBA, C.P.; HAAS, C.N.; PEPPER, I.L. (2005): Estimation of bioaerosol risk of infection to residents adjacent to a land applied biosolids site using an empirically derived transport model. *Journal of Applied Microbiology*, 98, 397-405.

# Appendix M

## Nomogramme zur Bestimmung der aerogen bedingten Infektionswahrscheinlichkeit nach dem *single-bit/one-bit model*

Für die in Appendix L angegebenen Gleichungen zur Berechnung der Dosis  $D$  und im Fortgang der Infektionswahrscheinlichkeit  $P_i$  wurden Nomogramme unter Verwendung des Computerprogramms *PyNomo* 0.2.2 ([www.pynomo.org](http://www.pynomo.org)) erstellt, das über die Programmiersprache *Python* ([www.python.org](http://www.python.org)) Skripte einliest, die die zugrunde zu legenden Gleichungen und die weiteren Rahmenbedingungen über eine entsprechende Syntax definieren. Die von *PyNomo* erzeugten Nomogramme stehen als PDF-Dateien zur Verfügung und sind hier in den Appendices N bis U in Form von Bitmaps (konvertiert in *Gimp* 2.6.8, eingestellte Auflösung ca. 300 Pixel pro Zoll) eingepaßt worden, um zunächst die Verwendungsweise der Nomogramme vor Augen zu führen. Hierbei ist zu beachten, daß der Ablesebereich des einen Nomogramms nicht unbedingt deckungsgleich mit der Spannweite der Eingabedaten des nächstfolgenden Nomogramms sein muß, da je nach der von *PyNomo* umzusetzenden Gleichung Gestaltungsrestriktionen bei der Skalierung auftreten können. Ebenso muß erwähnt werden, daß bestimmte Zahlenkombination der Eingangswerte, die über den Datenabgriff an den Skalenenden zustande kommen, nicht immer zweifelsfrei valide Werte auf der Ergebnisskala liefern müssen. Zukünftig sollte geprüft werden, welche Optimierungen Software-technisch möglich sind, um die Anwendungstauglichkeit der Nomogramme zu steigern. Für die praktische Anwendung sei schließlich auf die nach Appendix U aneinandergereihten Nomogramme als Arbeitsblätter verwiesen, die verzerrungsfrei die digitale *PyNomo*-Ausgabe präsentieren (Kopien aus Hardcopy-Version sind ggf. mit buchbindungstechnisch bedingter Teilunkenntlichkeit behaftet). Die Arbeitsblätter weisen in der digitalen Darstellung unterschiedliche Seitenformate auf. Ausdrücke in DIN A4 oder in anderen Standardformaten lassen daher eventuell aufgrund von Verzerrungen der Nomogramme nicht jederzeit korrekte Ableseergebnisse erwarten. Folgende Anwendungsreihenfolge bei den Nomogrammen und ihrer Eingabedaten ist für das simplifizierte Infektionsmodell vorzusehen:



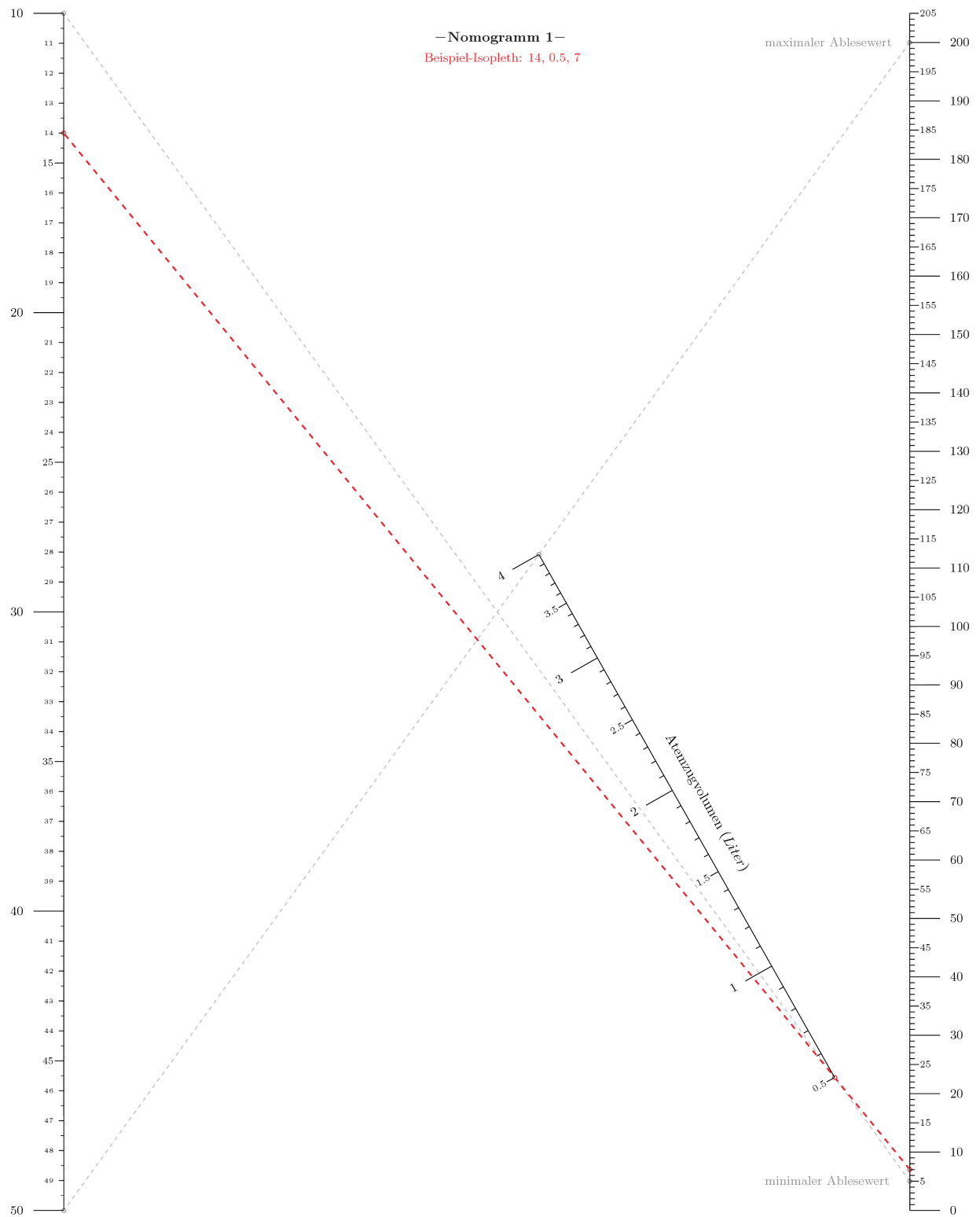
Die Nomogramme 2 A bis C repräsentieren unterschiedlich große Konzentrationsbereiche, um nicht zuletzt auch die Lesbarkeit der Nomogramme beizubehalten. In den Nomogrammen 3 A bis D sind ebenfalls unterschiedliche Skalierungen für die Eingangsdaten berücksichtigt worden. Hierbei können sowohl  $Q$  als auch  $P_i (= 1-Q)$ , die Infektionswahrscheinlichkeit abgelesen werden. Der Wert  $Q (= 1-P_i)$  ließe sich direkt für die Berechnung von  $P_a$  (siehe Appendix L) weiter verwenden.

*Anmerkung:* Trotz aller Sorgfalt bei der Erstellung der *Python*-Skripte und der Nomogramme wird keine Garantie für die absolute Fehlerfreiheit der in den Nomogrammen ablesbaren Werte übernommen. Besonders in den Fällen, wo Aussagen zur Infektionswahrscheinlichkeit für wissenschaftliche Argumentationen weiter benutzt werden sollen, empfiehlt es sich dringend, alleine der Ablesegenauigkeit wegen schon, die originalen Gleichungssysteme rechnerisch anzuwenden.

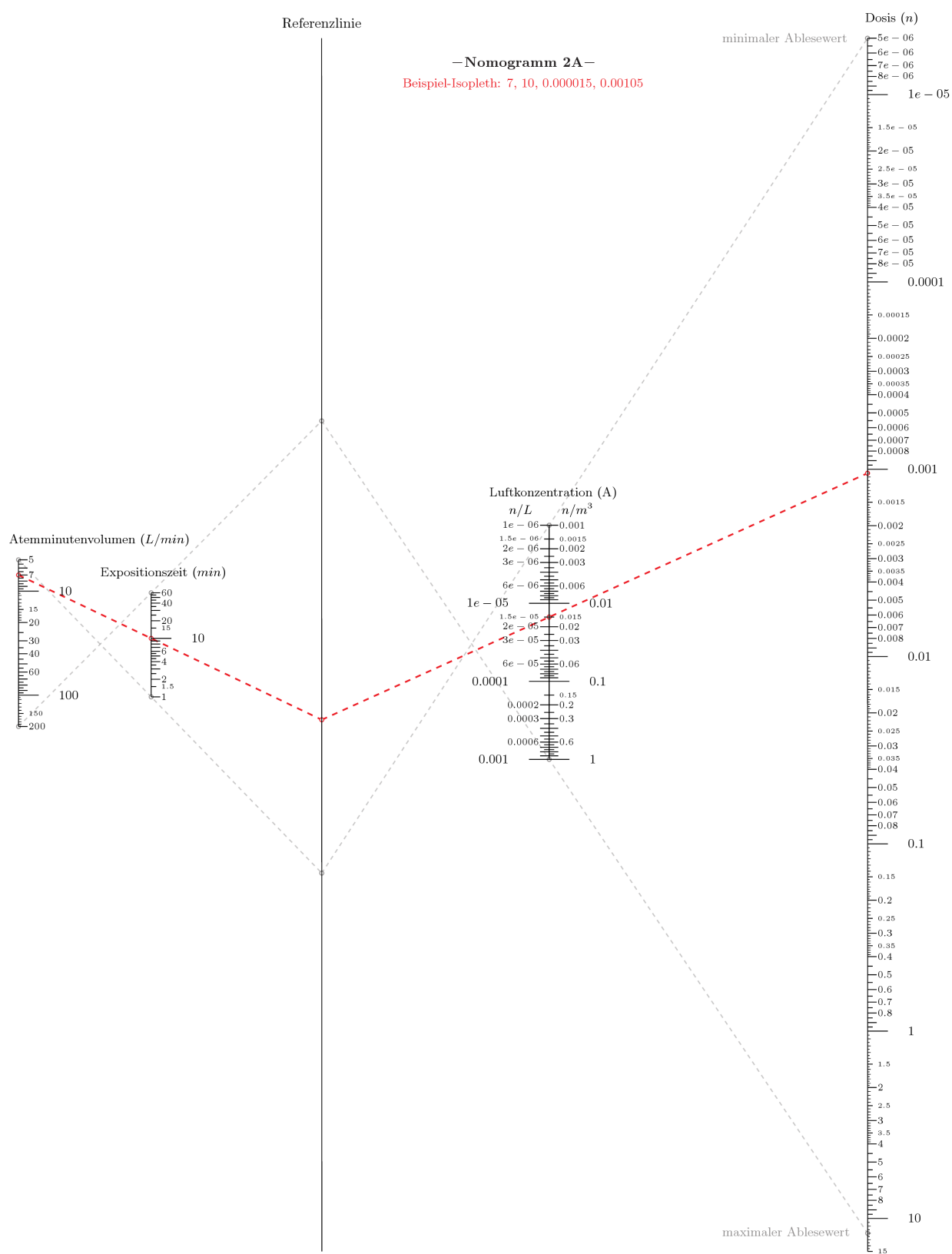
# Appendix N

Atemfrequenz (1/min)

Atemminutenvolumen (L/min)

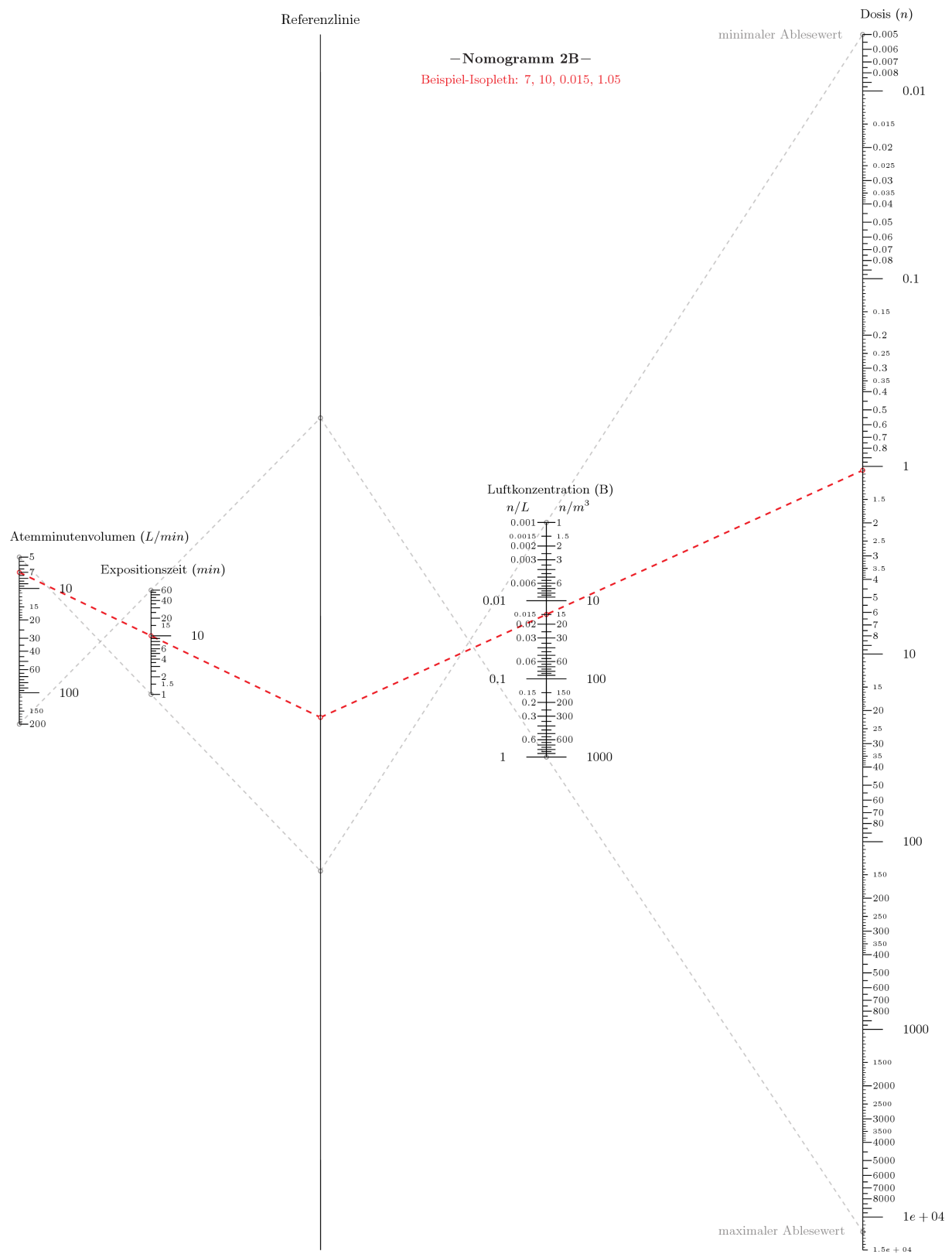


# Appendix O

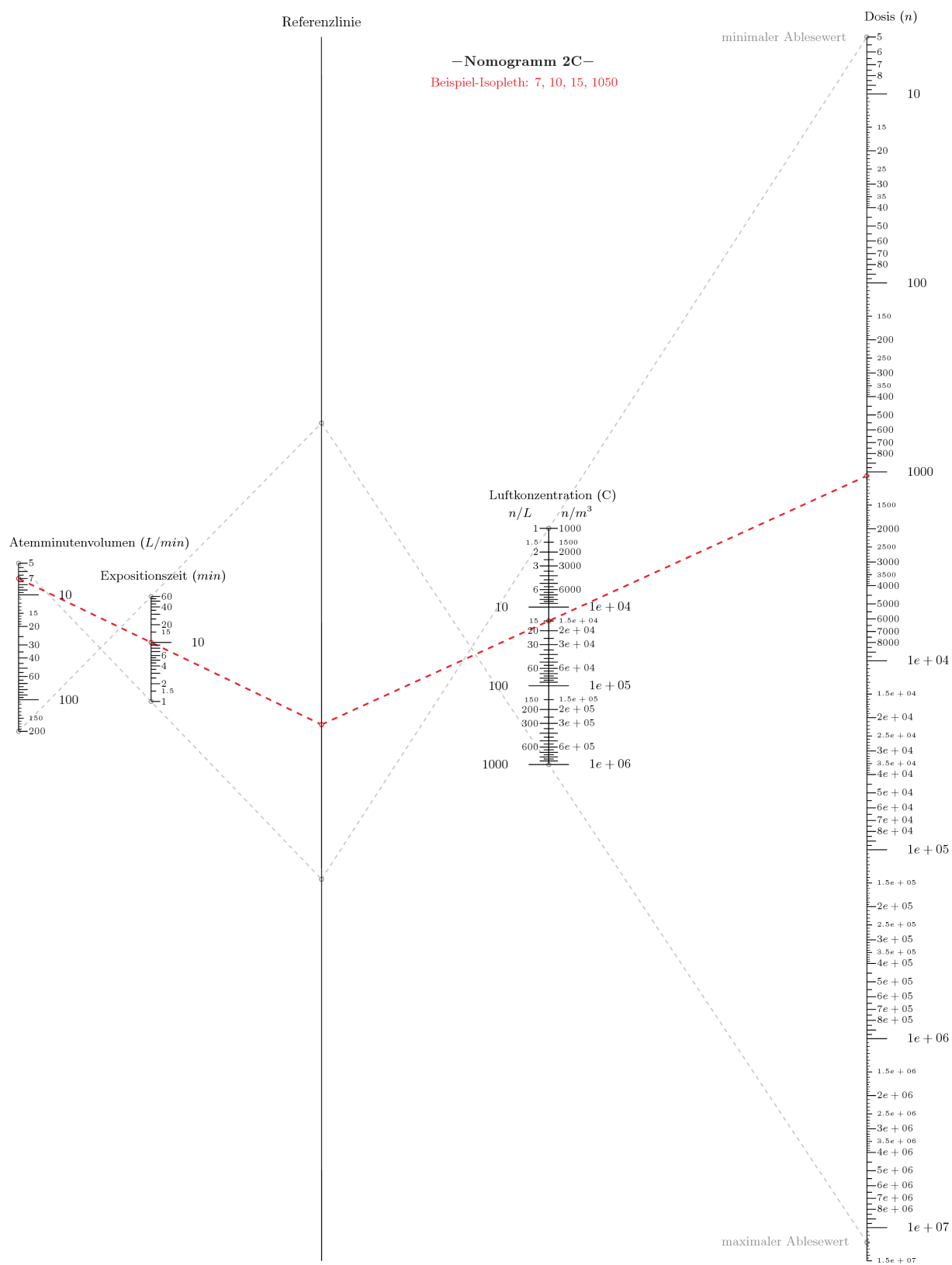




# Appendix P

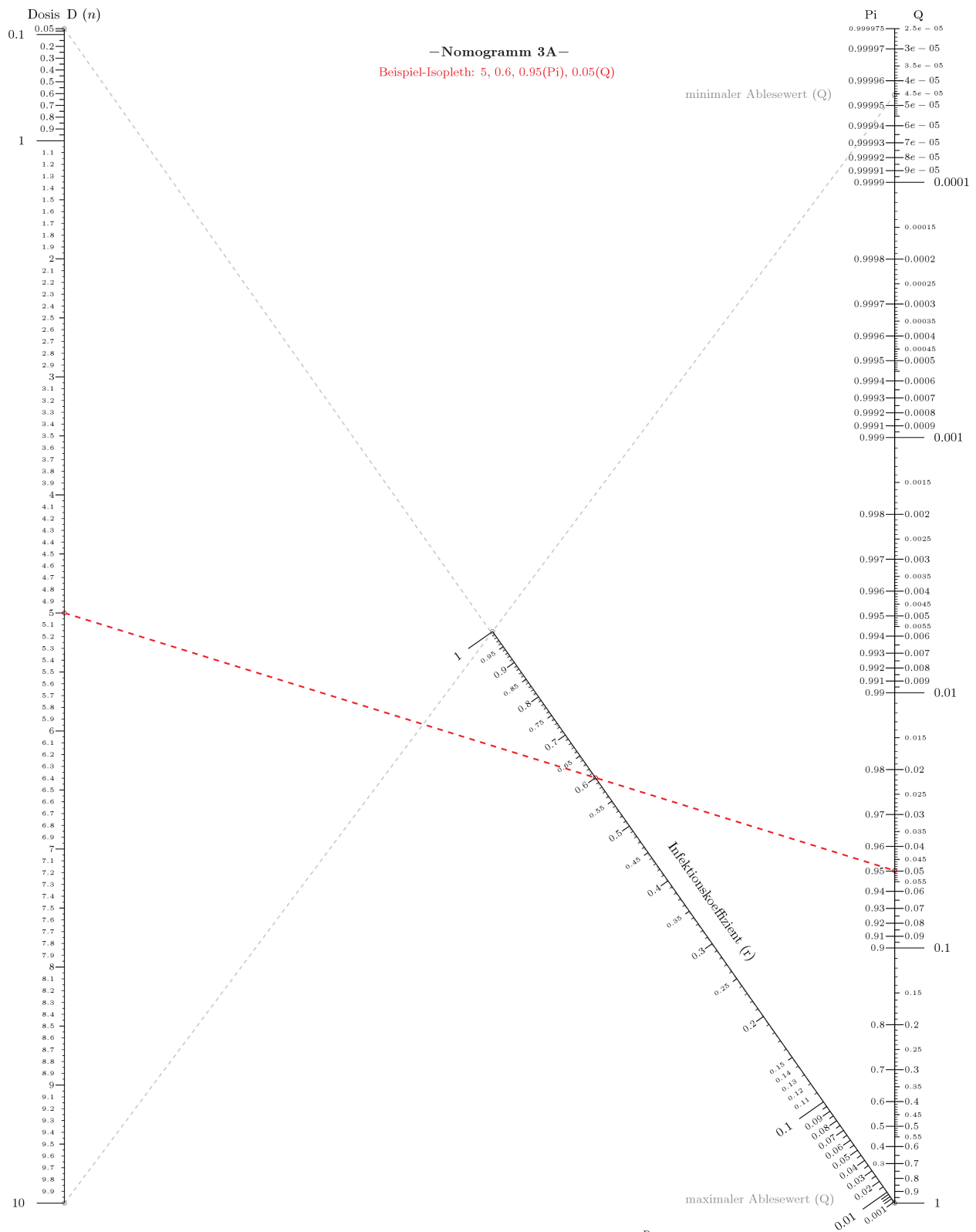


# Appendix Q

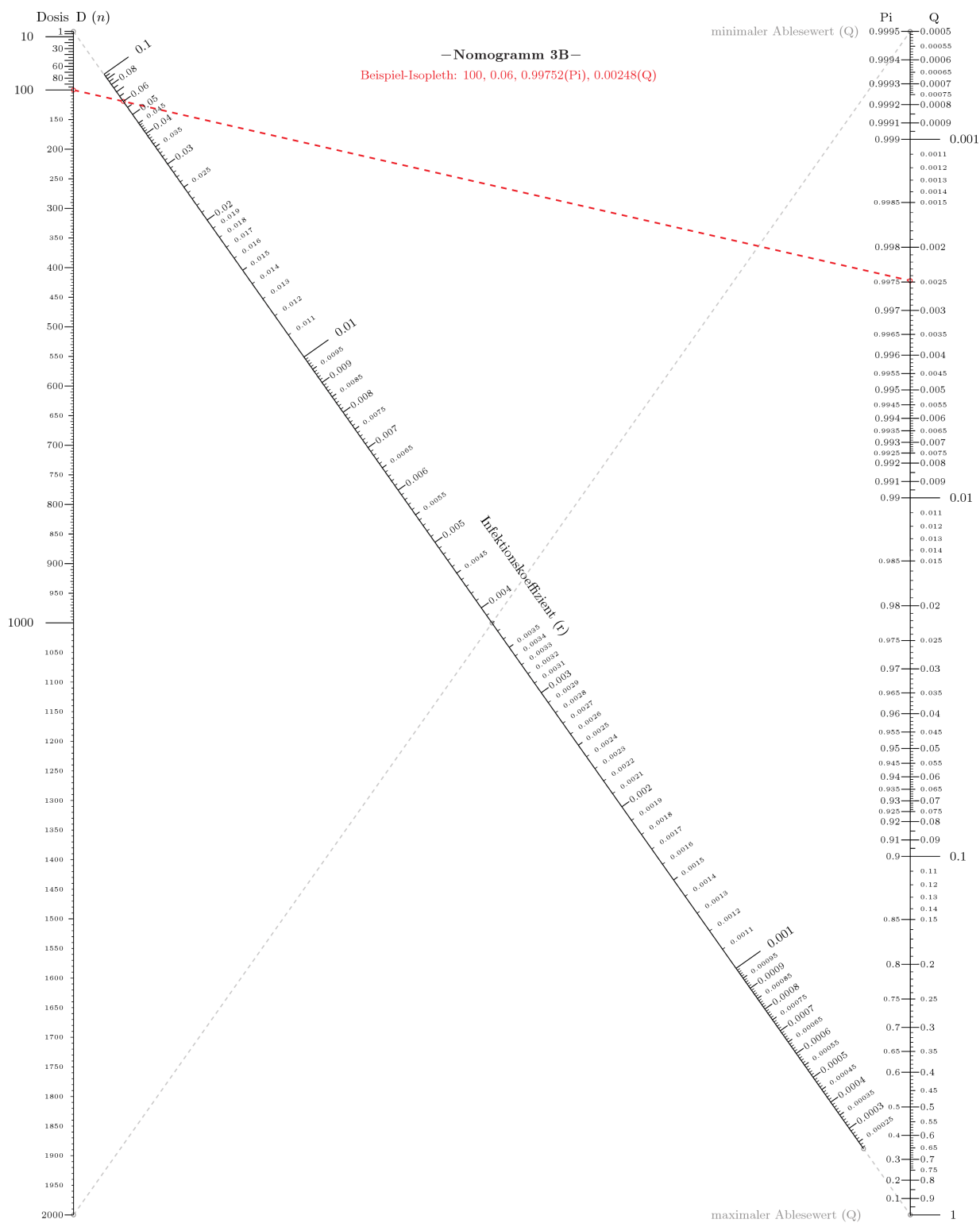


$$\text{Atemminutenvolumen} \times \text{Expositionszeit} \times \text{Konzentration} = \text{Dosis}$$

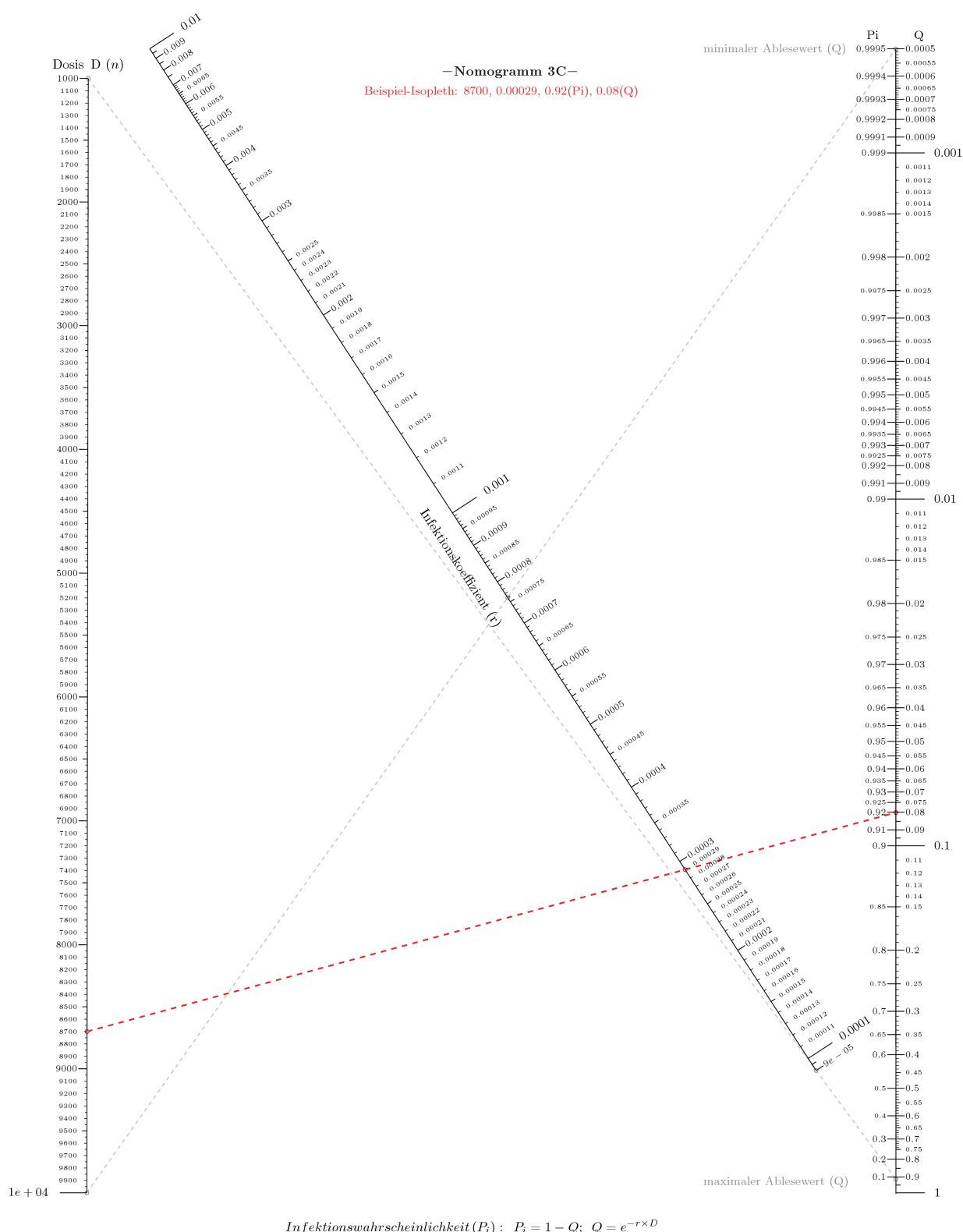
# Appendix R



# Appendix S

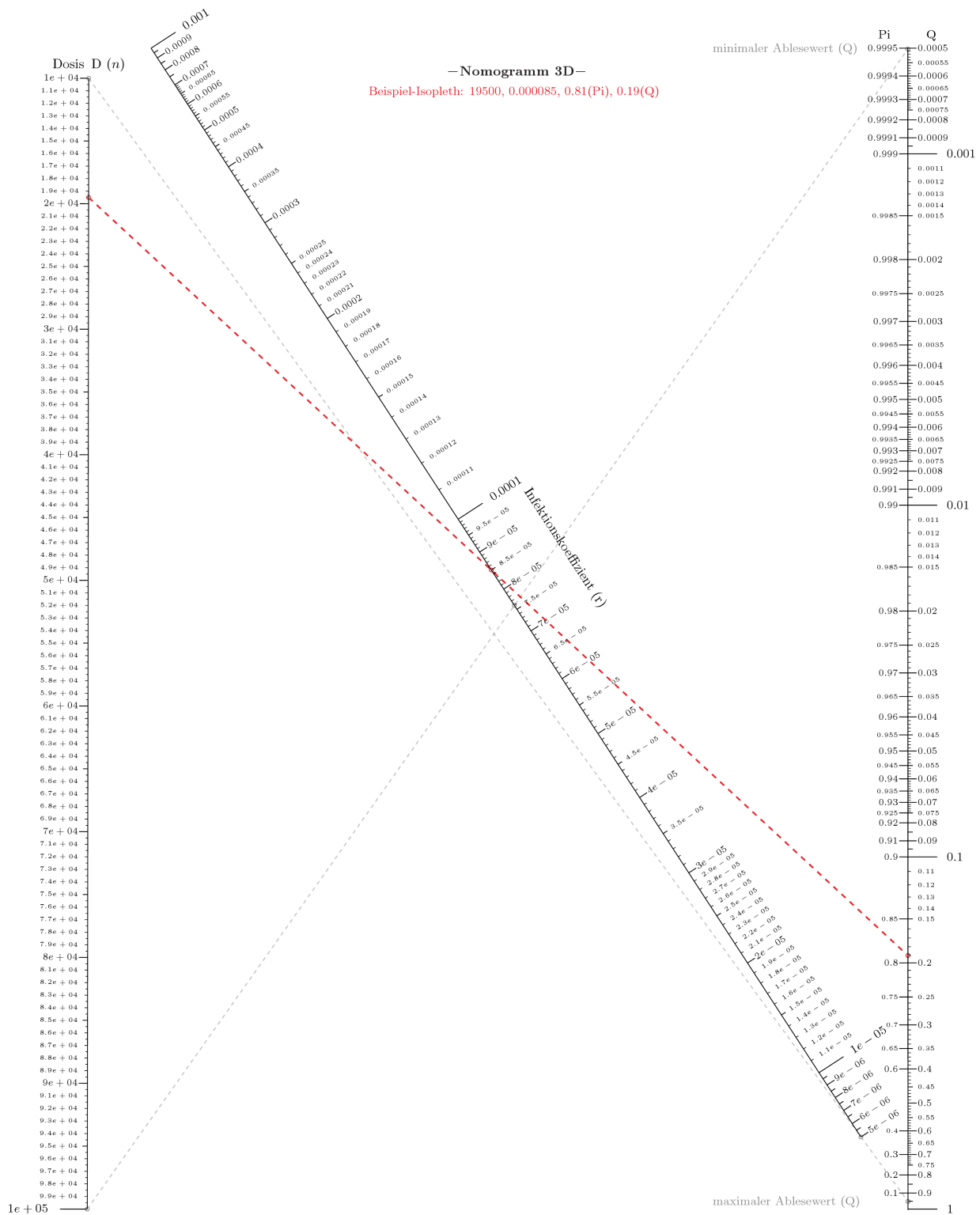


# Appendix T

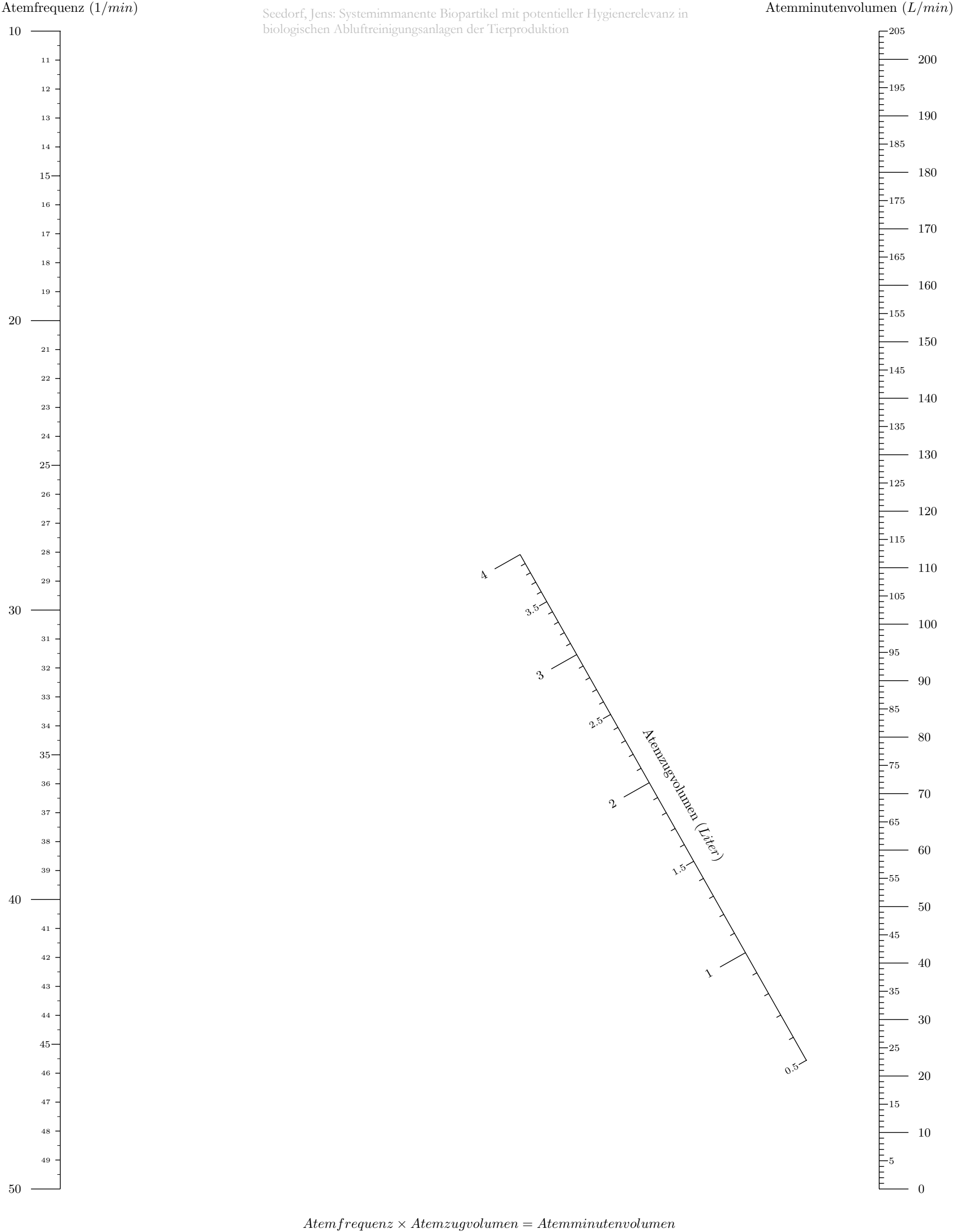


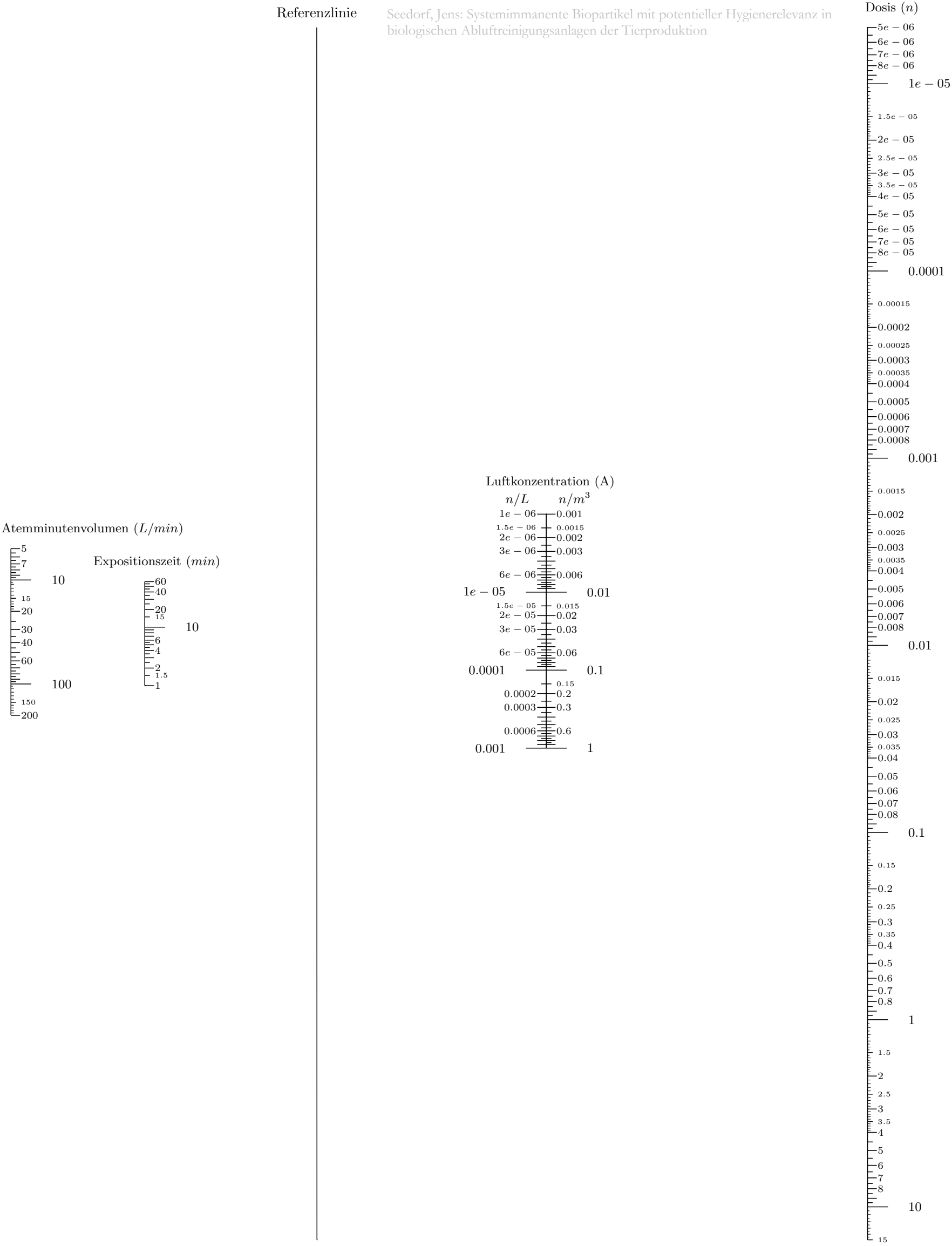


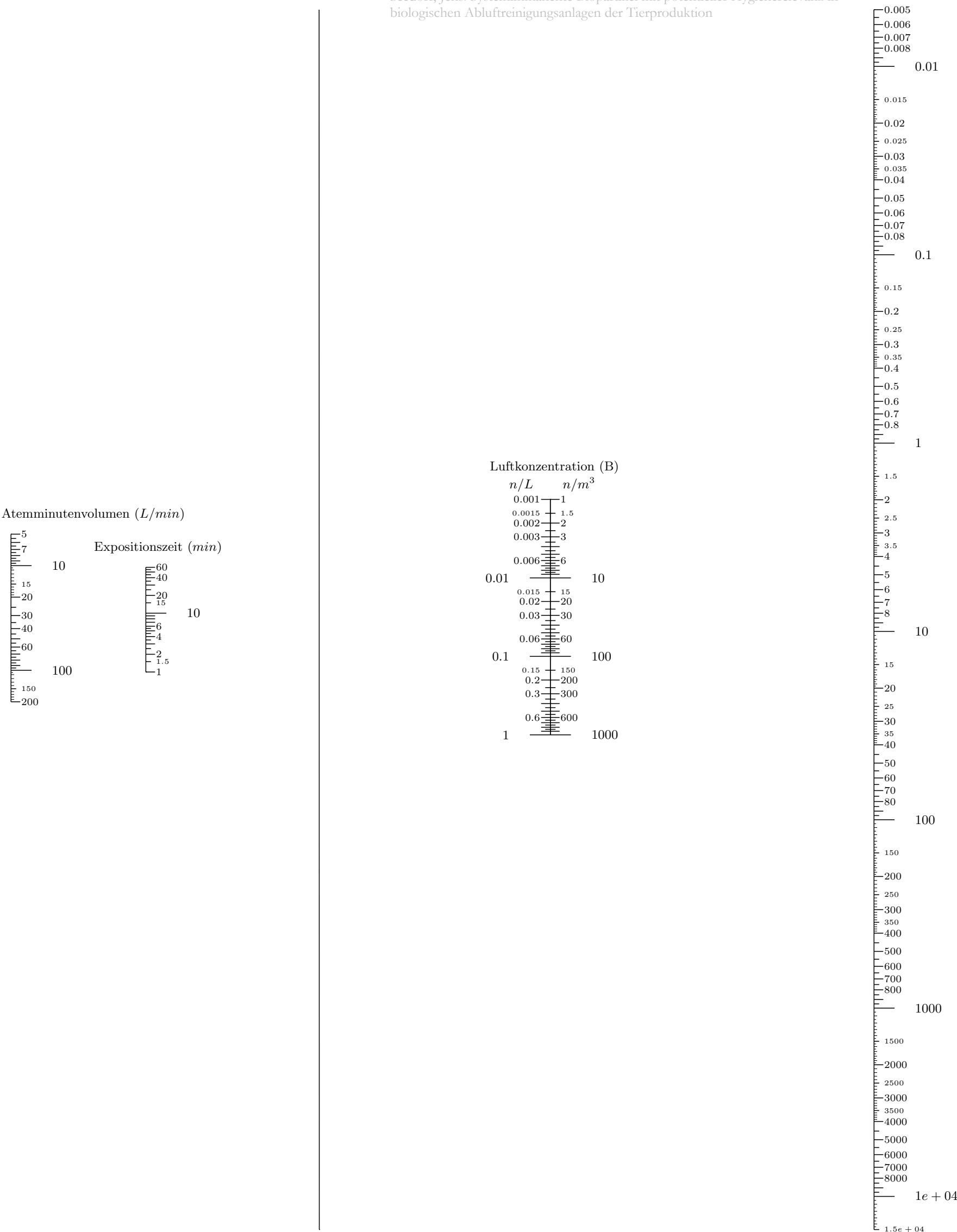
# Appendix U



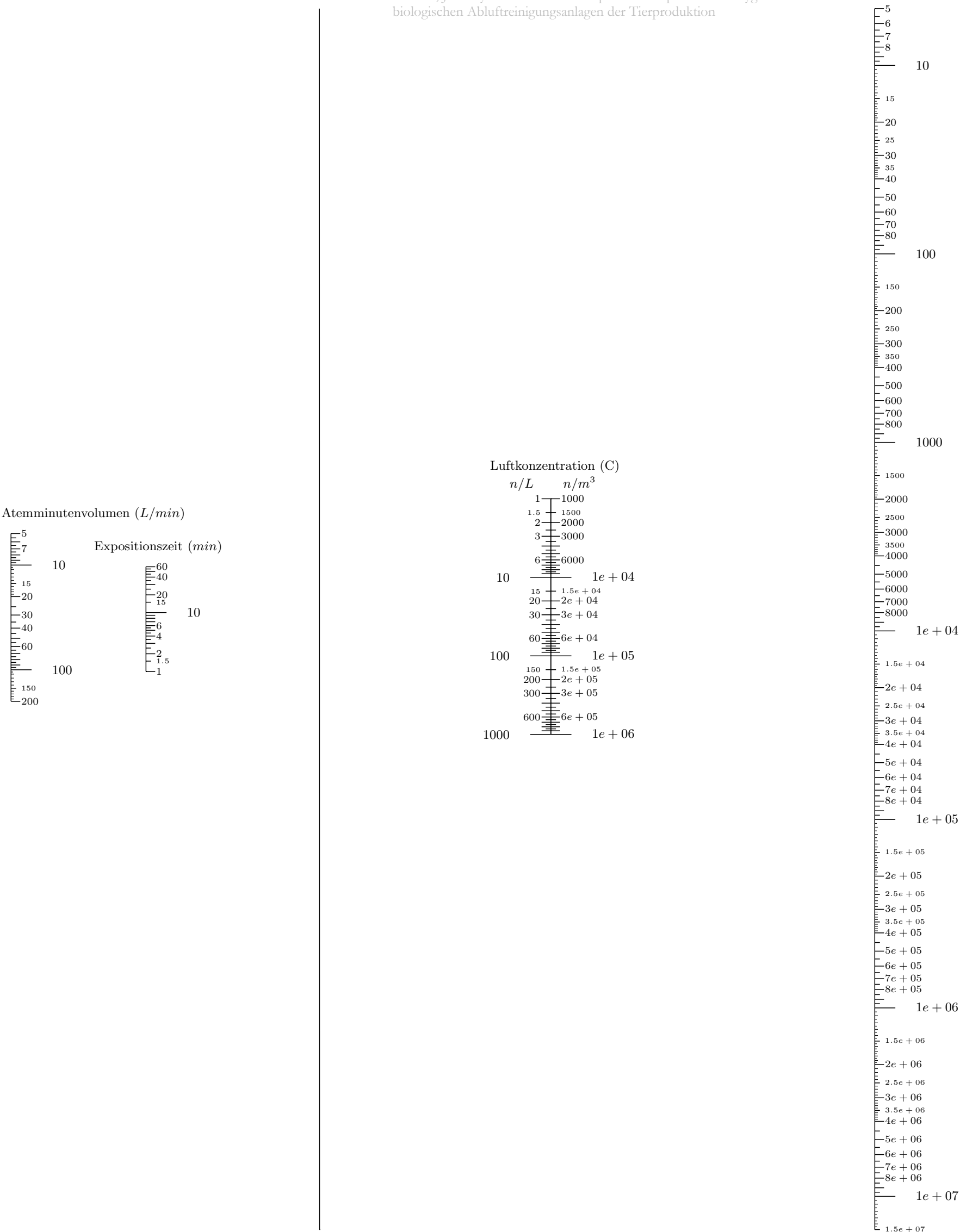
$$\text{Infektionswahrscheinlichkeit } (P_i) : P_i = 1 - Q; Q = e^{-r \times D}$$





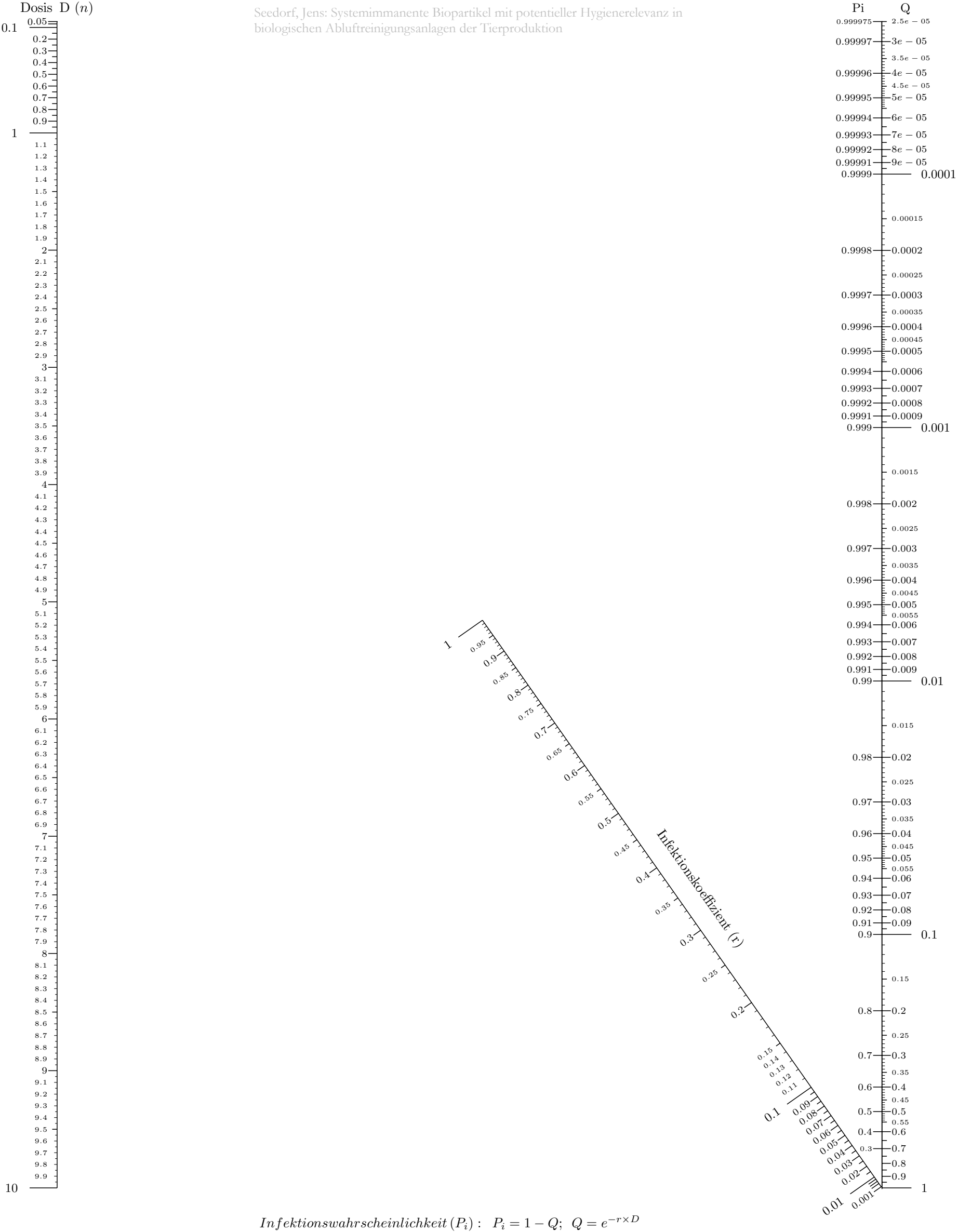


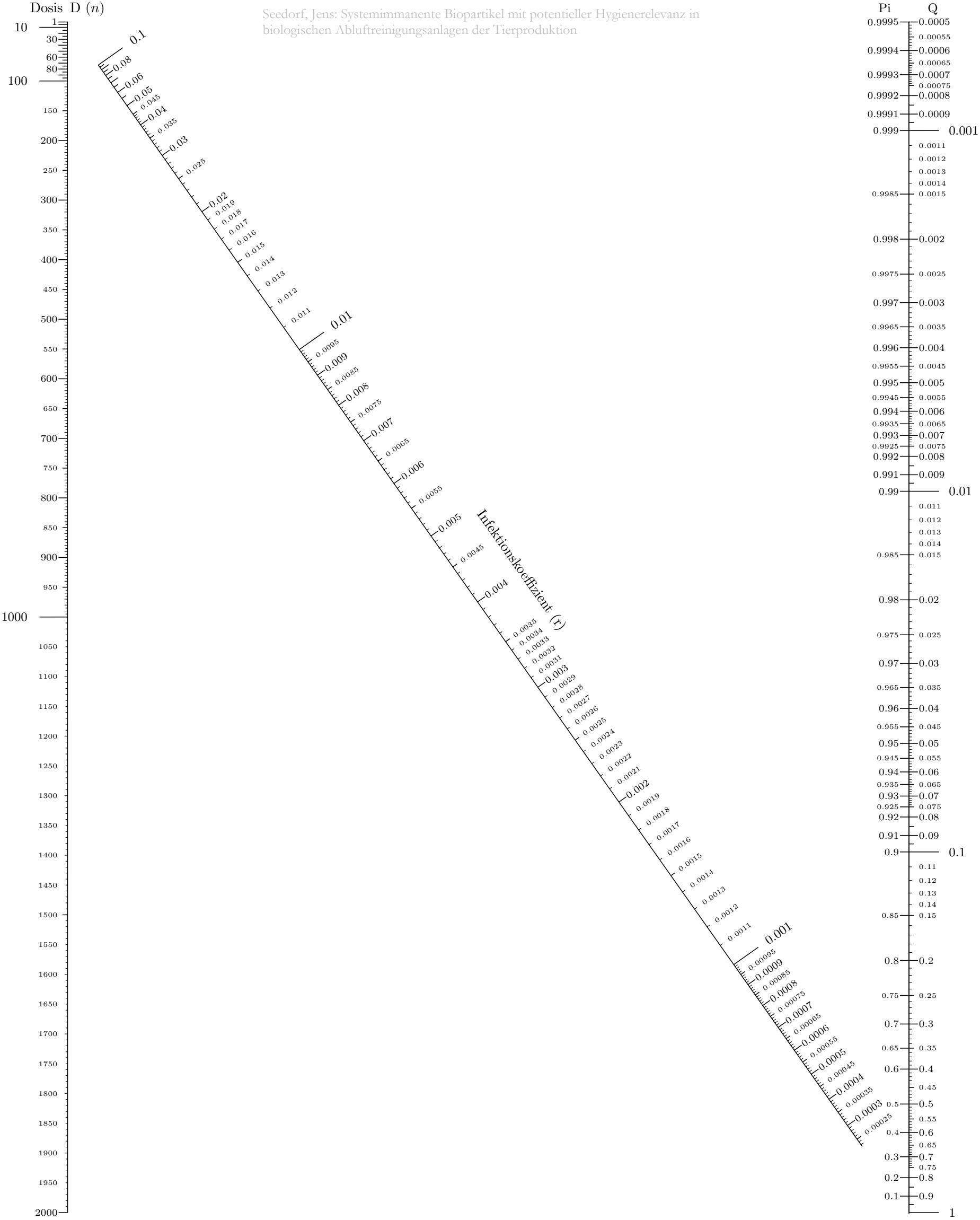
$$\text{Atemminutenvolumen} \times \text{Expositionszeit} \times \text{Konzentration} = \text{Dosis}$$



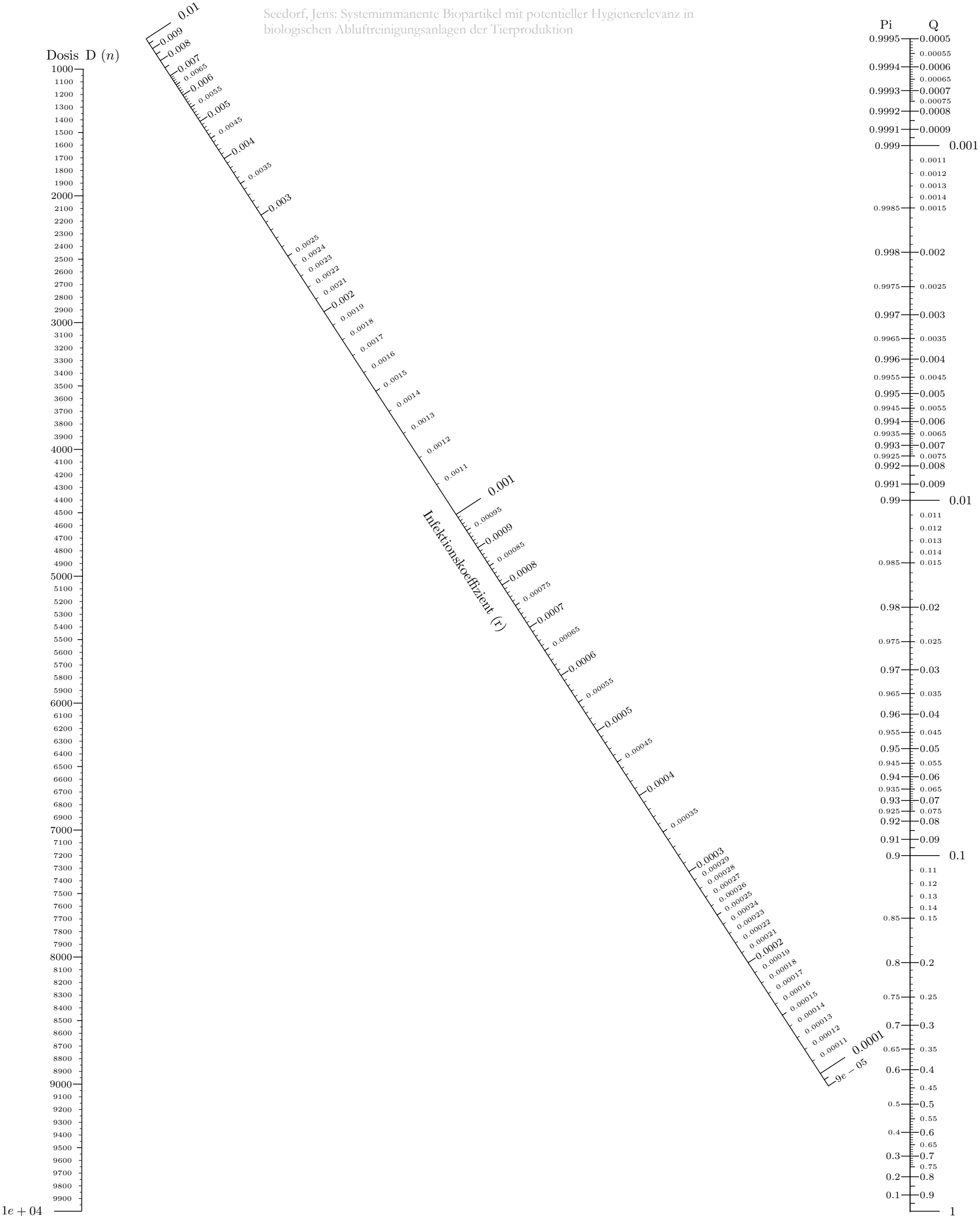
$$\text{Atemminutenvolumen} \times \text{Expositionszeit} \times \text{Konzentration} = \text{Dosis}$$



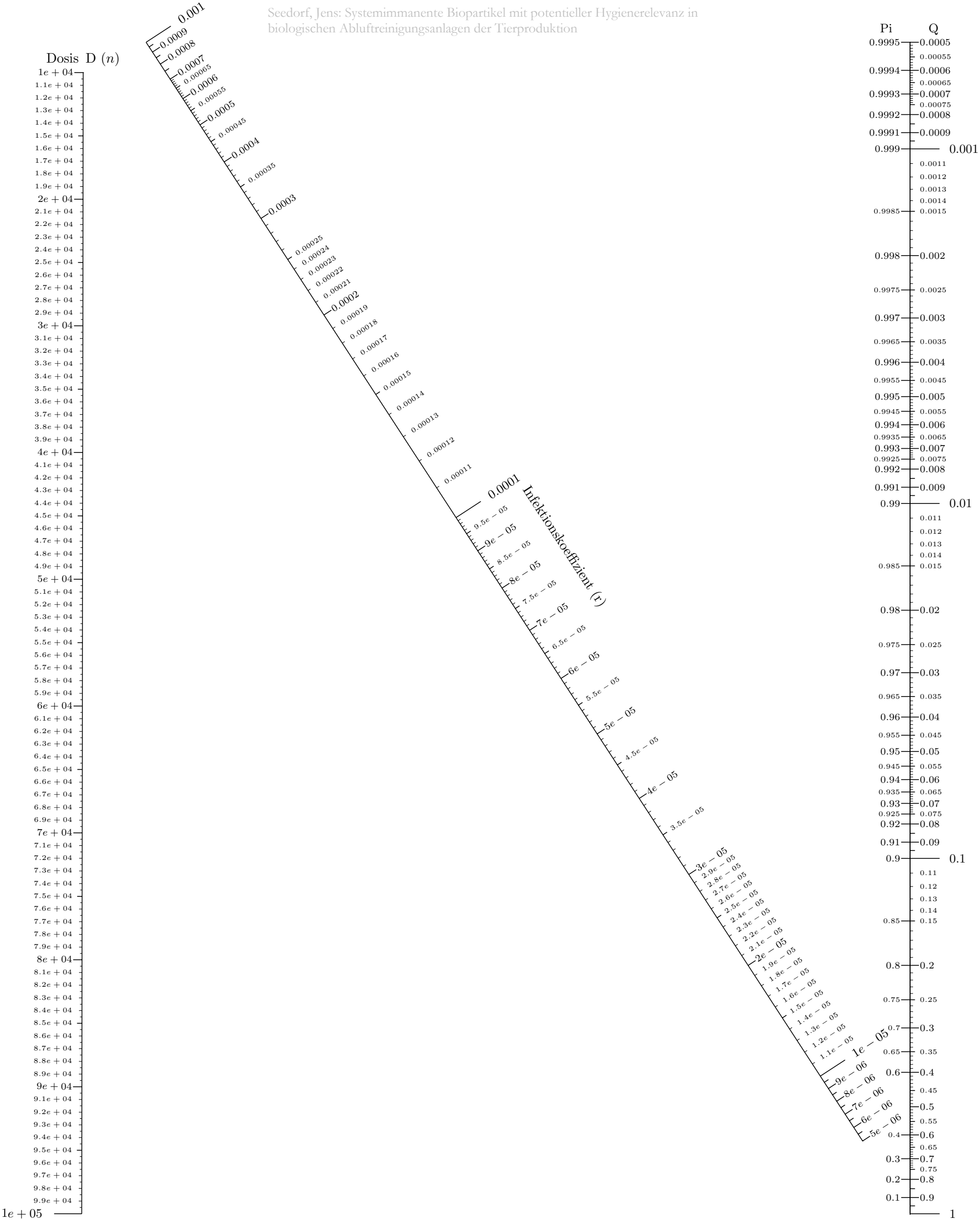




Infektionswahrscheinlichkeit ( $P_i$ ) :  $P_i = 1 - Q$ ;  $Q = e^{-r \times D}$



Infektionswahrscheinlichkeit ( $P_i$ ) :  $P_i = 1 - Q$ ;  $Q = e^{-r \times D}$



Infektionswahrscheinlichkeit ( $P_i$ ) :  $P_i = 1 - Q$ ;  $Q = e^{-r \times D}$





# Abbildungsverzeichnis



		Seite
<b>Abbildung 1</b>	Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von Luftstaub aus einem Jungmasthühnerstall zur Darstellung des partikulären Polymorphismus. Zu erkennen sind neben sphärischen (z.B. Sporen) wie auch faserigen Bestandteilen (z.B. Federn) unregelmäßig geformte Partikel (z.B. Salzkristalle, siehe Pfeile).	2-4
<b>Abbildung 2</b>	Modell des Stofftransportes aus der Gasphase in den Biofilm (a) und dessen Funktionsprinzip (b). c: Konzentration, s: Wegstrecke. Zu (b): Zeichnung in Anlehnung an <a href="http://chemie.uni-paderborn.de/uploads/RTEmagicC_oeekologie_01.gif.gif">chemie.uni-paderborn.de/uploads/RTEmagicC_oeekologie_01.gif.gif</a> .	2-19
<b>Abbildung 3</b>	Übersicht über die Verfahrensvarianten der biologischen Abluftreinigung nach FISCHER <i>et al.</i> (2002).	2-21
<b>Abbildung 4</b>	Aufbauprinzip eines Biofilters (hier: <i>up-flow</i> Modus). Vorkonditioniertes (angefeuchtetes) Rohgas tritt über eine perforierte Zwischendecke in die Biofilterfüllung ein und verläßt als Reingas den Biofilter. Befeuchtungsvorrichtungen sorgen für die Aufrechterhaltung der notwendigen Materialfeuchte.	2-22
<b>Abbildung 5</b>	Biofilter oder Rieseltreaktor in Containerbauweise. Dargestellt ist eine Variante mit zentralem Reingaskamin.	2-24
<b>Abbildung 6</b>	Schematischer Aufbau eines Tropfkörperbiowäschers (a) und eines Biowäschers mit Belebtschlamm (b) nach FISCHER <i>et al.</i> (2002), modifiziert.	2-26
<b>Abbildung 7</b>	Schematischer Aufbau einer 2-stufigen Kombinationsanlage mit ihren Bau- und Funktionselementen. Eingebildet ist zusätzlich ein mit Biofilmrassen überzogener Filterwandausschnitt (nach KOELEMAN 2005, modifiziert).	2-27
<b>Abbildung 8</b>	Schematische Darstellung von Stall, Naßabscheider und Rieseltreaktor der Anlage I (4. Ventilator ist hinter 3er-Reihe von Ventilatoren platziert und daher nicht sichtbar).	3-3
<b>Abbildung 9</b>	Blick auf den mit <i>snow flakes</i> (kl. Bild oben links) gefüllten Rieseltreaktor der Anlage I.	3-3
<b>Abbildung 10</b>	Skizze des Biofilters der Anlage II (oben) mit Blick in den Naßabscheiderraum mit Waschwassersumpf (unten rechts). Das Photo unten links zeigt eine Ventilatorenreihe und eine davon gegenüber liegende, schräg gestellte Prallschürzenfront.	3-4

		Seite
<b>Abbildung 11</b>	Mit Wurzelholzschredder aufgefülltes Biofilterbett der Anlage II.	3-5
<b>Abbildung 12</b>	Aufbau des Biowäschers am Schweinestall der Anlage III.	3-6
<b>Abbildung 13</b>	Zweistufiger Abluftwäscher des Biowäschers an einem Abluftkamin der Anlage III in der Außenansicht.	3-7
<b>Abbildung 14</b>	Gesamtansicht der Kombi-Anlage und dem dahinter liegenden Jungmasthühnerstall. Rechts neben der Tür ist der mit Wurzelholz gefüllte Biofilter mit aufgesetzter Beprobungstonne und Deckel mit Rohr zu sehen (siehe auch Kap. • 3.3.3).	3-8
<b>Abbildung 15</b>	Skizzierter Grundriß und Längsschnitt der Kombi-Anlage in Anlage IV.	3-9
<b>Abbildung 16</b>	(a) Blick auf die dem Abluftstrom zugewandte Vorderseite der Filterwand I mit Prozeßwasserspeicherbecken I, (b) zwischen die Filterwände I (links) und II (rechts) und auf Prozeßwasserspeicherbecken II sowie (c) auf die Rückseite der Filterwand II (links) und die innenseitige Biofilterwand mit Prozeßwasserspeicherbecken II. In (c) sind Installationen von Impinger (Stativ) und Partikelmeßgerät (Box) zu erkennen. Die weißen Kreise weisen auf die Sprinkler-Düsen für die Prozeßwasserausbringung hin.	3-10
<b>Abbildung 17</b>	Anordnung und Gestalt der vier Beprobungstonnen auf dem Rieselbettreaktor der Anlage I. Alle vier Tonnen sind während der Probenahme gedeckelt. Im Zentrum der Deckel befindliche offene Rohre gewährleisten das windgeschützte Abströmen des Reingases.	3-13
<b>Abbildung 18</b>	(a) Auf dem Biowäscher-Schacht aufgesetzte Tonne mit (b) integrierter Probenahmesonde und angeschlossenem AGI-30 (siehe Kap. • 3.3.5). Ak: konventioneller Abluftkamin des beprobten Stallabteils.	3-13
<b>Abbildung 19</b>	Blick in die Probenahmetonne mit einem am Stativ fixierten AGI-30, Temperatur- und Feuchtemeßgerät sowie optischen Partikelmeßgerät. Im Hintergrund ist das Biofilterbett der Anlage IV zu erkennen. In den horizontal angelegten Flächenfiltern der Anlagen I und II erfuhren die AGI-30 bei aufrecht stehender Tonne eine entsprechende 90°-Drehung in ihrer Fixation. Ein aufgeklebter Schaumstoffring an der Basis der Tonne (grauer Ring) gewährleistet durch Andrücken der Tonne an das Biofilterbett deren Abdichtung.	3-16
<b>Abbildung 20</b>	Schema über die Geräteinstallation und das Prüfkonzept auf Reingasfluß im Tonneninneren (Rauchaustritt aus Rohraufsatz mit Anemometeranzeige). Dichtigkeitstest der aufgesetzten Tonne auf dem Biofilter vor und nach erfolgter Probenahme unter Verwendung eines Strömungsprüfröhrchens (A: Angedeuteter Rauchaustritt an der Tonnenbasis als Dichtigkeitsindikator gegenüber Windeinflüssen).	3-17

		Seite
<b>Abbildung 21</b>	Probenahmesonde aus VA-Stahl mit Sondendüsen unterschiedlichen Durchmessers.	3-18
<b>Abbildung 22</b>	Beispiel einer Eichkurve für die Endotoxinbestimmung.	3-21
<b>Abbildung 23</b>	Organigramm über das Beprobungs- und Analyseschema von Biopartikeln in Luft und Prozeßwasser in den Anlagen I bis IV.	3-22
<b>Abbildung 24</b>	Exponentielle Regression der Filtermassenreduktion durch Trocknung bei Glasfaserfiltern (a) und Polycarbonatfiltern (b) über die Zeit. Angegeben ist zusätzlich das Bestimmtheitsmaß $R^2$ für die Güte der Kurvenanpassung.	4-2
<b>Abbildung 25</b>	Relative Abweichung der Partikelkonzentrationen zwischen AGI-30 mit Flußraten von $10,5 \text{ l min}^{-1}$ und $12,5 \text{ l min}^{-1}$ für die Anlagen I bis III. Bei 0% sind die Luftgehalte zwischen den beiden Betriebsarten identisch.	4-4
<b>Abbildung 26</b>	Relative Abweichung der Gesamtkeimkonzentrationen zwischen AGI-30 mit Flußraten von $10,5 \text{ l min}^{-1}$ und $12,5 \text{ l min}^{-1}$ für die Anlagen I bis III. Bei 0% sind die Luftgehalte zwischen den beiden Betriebsarten identisch (* -952%).	4-5
<b>Abbildung 27</b>	Relative Abweichung der Endotoxinkonzentrationen zwischen AGI-30 mit Flußraten von $10,5 \text{ l min}^{-1}$ und $12,5 \text{ l min}^{-1}$ für die Anlagen I bis III. Bei 0% sind die Luftgehalte zwischen den beiden Betriebsarten identisch.	4-5
<b>Abbildung 28</b>	Konzentrations(konz.)- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Partikel im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbetteaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.	4-8
<b>Abbildung 29</b>	Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Gesamtkeime (GKZ) im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbetteaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.	4-9
<b>Abbildung 30</b>	Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Endotoxine im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbetteaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.	4-9

	Seite
<b>Abbildung 31</b>	4-10
Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen mesophilen (mes.) Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbettreaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.	
<b>Abbildung 32</b>	4-10
Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen thermotoleranten (therm.) Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Rieselbettreaktor (Reingas) der Anlage I. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten sind für 10. bis 12. Probenahmetag nicht kalkulierbar, da für diesen Zeitraum keine Volumenströme verfügbar waren.	
<b>Abbildung 33</b>	4-12
Unterschiede im Konzentrationsaufkommen innerhalb der vier platzierten Probenahmetonnen der Anlage I. RB: Rieselbettreaktor-Position gemäß Appendix A, GKZ: Gesamtkeimzahl, mes.: mesophil, therm.: thermotolerant.	
<b>Abbildung 34</b>	4-14
Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Partikel im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.	
<b>Abbildung 35</b>	4-15
Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Gesamtkeime (GKZ) im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.	
<b>Abbildung 36</b>	4-15
Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Endotoxine im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.	
<b>Abbildung 37</b>	4-17
Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen mesophilen (mes.) Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage gemäß den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.	
<b>Abbildung 38</b>	4-17
Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen thermotoleranten (therm.) Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Anlage II. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6. Emissionsdaten für Tag 1 und Tag 8 bis 13 waren nicht verfügbar.	
<b>Abbildung 39</b>	4-18
Unterschiede im Konzentrationsaufkommen der vier platzierten Probenahmetonnen der Anlage II. BF: Biofilter-Position gemäß Appendix B, GKZ: Gesamtkeimzahl, mes.: mesophil, therm.; thermotolerant.	

	Seite
<b>Abbildung 40</b>	Konzentrations(konz.)- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Partikel im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.
<b>Abbildung 41</b>	Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Gesamtkeime (GKZ) im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.
<b>Abbildung 42</b>	Konzentrations- und Emissions(emiss.)-Verlauf der luftgetragenen Endotoxine im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.
<b>Abbildung 43</b>	Konzentrations- und Emissions(emiss.)-Verlauf der luftgetragenen mesophilen (mes.) Pilze im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.
<b>Abbildung 44</b>	Konzentrations- und Emissions(emiss.)-Verlauf der luftgetragenen thermotoleranten (therm.) Pilze im Stall und Abluftkamin (Rohgase) sowie über dem Biowäscher (Reingas) der Anlage III. Probenahmetage entsprechend den Datierungen in Tab. 6.
<b>Abbildung 45</b>	Konzentrations(konz.)- und Emissionsverlauf der luftgetragenen Partikel im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Kombi-Anlage in Anlage IV. Probenahmetage siehe Tab. 6.
<b>Abbildung 46</b>	Konzentrations- und Emissionsverlauf der Gesamtkeime (GKZ) im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Kombi-Anlage in Anlage IV. Probenahmetage siehe Tab. 6.
<b>Abbildung 47</b>	Konzentrations- und Emissionsverlauf der aerogenen Endotoxine im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Kombi-Anlage in Anlage IV. Probenahmetage siehe Tab. 6.
<b>Abbildung 48</b>	Konzentrations- und Emissionsverlauf der luftgetragenen mesophilen Pilze im Stall (Rohgas) und über dem Biofilterbett (Reingas) der Kombi-Anlage in Anlage IV. Probenahmetage siehe Tab. 6.
<b>Abbildung 49</b>	Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage I. Abkürzungen gemäß Tab. 17.



		Seite
<b>Abbildung 50</b>	Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage II. Abkürzungen gemäß Tab. 17.	4-37
<b>Abbildung 51</b>	Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage III. Abkürzungen gemäß Tab. 17.	4-37
<b>Abbildung 52</b>	Verteilungsmuster ungewichteter und gewichteter relativer Häufigkeiten der nachgewiesenen Keimtypen im Waschwasser der Anlage IV. Abkürzungen gemäß Tab. 17.	4-38
<b>Abbildung 53</b>	Zwangsventilierter Abluftkamin mit idealisierten Trajektorien als Ausdruck verschiedenen Flugbahnverhaltens von Partikeln unter dem Einfluß der kaminseitigen Strömungsgeschwindigkeit $U_0$ . Die Vektorparallelogramme deuten als Momentaufnahme die örtlich verschiedenen anzutreffenden Bewegungssituationen der Partikel an, was insbesondere eine isoaxiale Probenahme (Aspirationswinkel $\Theta = 0^\circ$ ) negiert (A und B). Impaktions- und diffusionsbedingte Ablagerungen an der Kamininnenoberfläche (C) dünnen umständehalber die mit dem Luftstrom in den Kamin eintretende Partikelfracht aus. Das <i>Set-up</i> der Probenahmeapparaturen (Sonde und Anemometer) als Voraussetzung für eine adäquate Teilstromentnahme mit der Strömungsgeschwindigkeit $U_s$ (D).	5-8
<b>Abbildung 54</b>	Stromlinienverlauf und Folgen isoaxialer Probenahme eines Aerosols bei identischen und abweichenden Strömungsbedingungen für $U_0$ und $U_s$ (MITCHELL 1995).	5-9
<b>Abbildung 55</b>	Verlauf der quantifizierten Partikelverluste im Vergleich zur vorherrschenden Lufrate während der Probenahmetage in Anlage III. Beachte die Bezugnahme der vier Partikelgrößenklassen auf unterschiedliche Y-Achsen.	5-10
<b>Abbildung 56</b>	Darstellung von Lufrate, errechneter Strömungsgeschwindigkeit $U_0$ und der Geschwindigkeitsdifferenz von $U_0$ und $U_s$ im Verlauf der Probenahmetage in der Anlage III sowie deren Folge auf die Sammeleffizienz größerer Partikel. Die Pfeile auf der Abszisse spannen den Differenzbereich für $U_s > U_0$ und $U_s < U_0$ auf, der bei $U_s - U_0 = 0$ Isokinetik bedeuten würde ( $U_s = U_0$ ).	5-11

	Seite
<b>Abbildung 57</b>	5-13
Durch den <i>Particle Loss Calculator</i> prognostizierte Verluste bei (a) unterschiedlichen Aspirationswinkeln und (b) Transportverluste in der benutzten Probenahmesonde gemäß den Eingabedaten in Appendix J und den Einstellungen für (a): <i>Sampling Loss</i> und <i>Array of Curves – Aspiration Angel (S)</i> sowie für (b): <i>Parameters of the Tubing</i> für 6 Sektionen, <i>Transport Loss</i> , Inaktivierung von <i>Account for Sampling Effects</i> und <i>Array of Curves</i> . Graphiken als Originalausgabe des Computerprogramms. Es bedeutet X: Die berechneten Werte sind eine Schätzung, da eine oder mehrere Gleichungen außerhalb ihres Gültigkeitsbereiches angewandt wurden, N: Ergebnis basiert auf gültigen Berechnungen.	
<b>Abbildung 58</b>	5-14
In Anlehnung an Appendix J durchgeführte Kalkulationen des von der Partikelgröße abhängigen totalen Partikelverlustes (= Verluste durch nicht-iso kinetische und -iso axiale Bedingungen sowie der Transportverluste in den benutzten Probenahmesonden) mit dem <i>Particle Loss Calculator</i> unter der Annahme eines Aspirationswinkels $\Theta$ von 30° für die Biowäscher- und von 60° für die Kaminbeprobung. Zum Vergleich sind die vor Ort erhobenen relativen Konzentrationsabnahmen im Kamin gegenüber dem Stall (Position 1 u. 2 gemittelt) eingeblendet <sup>#</sup> . Gestrichelte Linien: Ergebnisschätzung, durchgezogene Linien: valides Ergebnis.	
<b>Abbildung 59</b>	5-26
Entwicklung der Anzahl gebauter Abluftreinigungsanlagen in der bundesdeutschen Tierhaltung nach einer Umfrage bei acht Herstellern, Stand: Mai 2006 (HAHNE 2006a).	
<b>Abbildung 60</b>	5-37
Auf Kubikmeter Roh- und Reingas basierende Partikelanzahlgrößenverteilung der Anlagen I bis IV. Für Washwasser bezieht sich die partikuläre Größenverteilung auf 1 ml.	
<b>Abbildung 61</b>	5-38
Partikelgrößenselektierte Wirkungsgrade in den Anlagen I bis IV.	
<b>Abbildung 62</b>	5-44
Potentielle Ursache-Effekt-Beziehungen von auf die Variabilität der reingasseitigen Biopartikel einflußnehmenden Faktoren. Die roten Wortmarkierungen und Pfeile deuten eine Auswahl möglicher Interaktionen zwischen den Faktoren an.	
<b>Abbildung 63</b>	5-45
Tierhaltungsbedingte Emission, Transmission und Immission im Überblick. Freisetzung von Stäuben und Mikroorganismen aus Stall und BioAbluftRA und ihre Verteilung in Umweltkompartimenten.	

		Seite
<b>Abbildung 64</b>	Theoretische qualitative und quantitative Veränderlichkeit der biopartikulären Rohgas- und Reingaskomponenten in einer BioAbluftRA. Komponenten A und B erfahren eine Reduktion unterschiedlichen Ausmaßes. Dabei könnte es sich um eine Ausdünnung der Primäremission, um Sekundäremissionen mit Biopartikeln gleicher Art wie auf der Rohgasseite oder auch um eine Mischung beider Emissionsherkünfte handeln. Komponente C hingegen wird aufgrund von möglichen Anreicherungen in der BioAbluftRA vermehrt freigesetzt. Durch mikrobielle Einträge aus der Umwelt avanciert die BioAbluftRA zur ökologischen Nische, in der die Komponenten D und E generiert und zusätzlich aus der Anlage emittiert werden.	5-46
<b>Abbildung 65</b>	Vesikelbildung an der äußeren Membran von <i>Erwinia herbicola</i> (syn. <i>Pantoea agglomerans</i> ) als Merkmal für (a) eine aktive Endotoxinfreisetzung mit respiratorischer Wirkung nach Inhalation (DUTKIEWICZ <i>et al.</i> 1992) und (b) als Beleg für die Loslösung Eiskeim-aktiver Bläschen von Bakterienzellen (PHELPS <i>et al.</i> 1986).	5-69
<b>Abbildung 66</b>	Verteilungszyklus des Eiskerns und Phytopathogens <i>Pseudomonas</i> (Ps.) <i>syringae</i> in den Umweltmedien als Modell für Reststoffströme (Reingas, abgeschlammtes Prozeßwasser) aus der BioAbluftRA und ihres hypothetischen Beitrages an der Anreicherung belebter Komponenten mit vergleichbarer umwelthygienischer Potenz in Abhängigkeit des Konzentrierungsprozesses betriebener BioAbluftRA in einem räumlichen Kontext und der daraus folgenden Verteilungsintensität der Reststoffströme in der Umwelt.	5-70
<b>Abbildung 67</b>	Theoretische Wechselbeziehungen zwischen Pathogenen, dem Umfeld von BioAbluftRA und menschlicher Gesundheit und daraus abzuleitender Risikoabschätzung (in Anlehnung an STEWART <i>et al.</i> 2008).	5-99
<b>Abbildung 68</b>	Sprinklerdüse wie sie in Anlage IV beispielsweise in Form einer Flachstrahldüse mit bandförmigen Strahlprofil benutzt wurde. Beachte die unterschiedlich großen punktförmigen Ausdehnungen des Strahlprofils als Ausdruck unterschiedlich großer Tropfen (Bildnachweis: Spraying Systems GmbH, BR Deutschland).	5-158
<b>Abbildung 69</b>	Sekundäre Tropfenbildung nach Aufprall eines Tropfens auf eine Wasseroberfläche (a, MANZELLO u. YANG 2002) und Luftblasenbildung infolge der Tropfenimpaktion (b, THORODDSEN <i>et al.</i> 2003).	5-158

		Seite
<b>Abbildung 70</b>	Auftrieb von Luftblasen (LB) mit grenzphasig angeordneten Partikeln (Mikroorganismen) im Wasser (a und b). Aufplatzen der Luftblasen an der Wasseroberfläche und Freisetzung von Partikeln und Tröpfchen (c, “film droplets”). Rückstoß der platzenden Luftblase erzeugt einen beschleunigten stiftförmigen Wasserstrahl, der sich anschließend in mehrere Tropfen auflöst (d, “jet droplets”), die im Allgemeinen größer sind als die “film droplets” und partikeltragend sind (nach BARON u. WILLEKE 1986).	5-159
<b>Abbildung 71</b>	Infektketten und Verbreitung der Leptospiren zwischen tierischen Wirten, Wasser und Boden sowie dem Menschen unter fraglicher Beteiligung von BioAbluftRA (nach ADLER u. DE LA PEÑA MOCTEZUMA 2010, modifiziert).	5-179
<b>Abbildung 72</b>	Die Campylobakteriose und ihr Bezug zu den beteiligten Komponenten sowie der sie verbindenden Überlebens- und Verteilungswege der Campylobakterien in einem Ökosystemmodell unter Berücksichtigung der BioAbluftRA. Blauer Pfeil (►): Pathogene nehmen ihren Ausgang von tierischen (menschlichen) Ausscheidungen (Fäzes), Braune Pfeile (►): Tierische (menschliche) Ausscheidungen sind das primäre Verbreitungssubstrat in der Umwelt, grüne Pfeile (►): Sekundärmechanismen der Pathogenverbreitung, rote Pfeile (►): Resultierende neue Expositionen (nach SKELLY u. WEINSTEIN 2003, modifiziert).	5-239
<b>Abbildung 73</b>	Bauliche Beispiele zweier BioAbluftRA mit räumlicher Nähe zwischen Reingasfreisetzung und potentiell, stallseitigem Zuluftbereich (X), z.B. denkbare Trauf- (a) und sichtbare Luftkanalöffnungen (b).	5-243
<b>Abbildung 74</b>	Windrichtung West und Nordwest: Koordinatengetreue Darstellung des für die Strömungsvisualisierung zugrundegelegten Rechen- (grün) und Beurteilungsgebietes (braun) für einen Musterstall mit längsseitig angeschlossener BioAbluftRA. Abmessungen des Rechengebietes (x, y, z): 150 m x 100 m x 30 m und des Beurteilungsgebietes: 70 m x 60 m x 20 m. Abmessungen des Stalles: 15 m x 40 m x 10 m, der BioAbluftRA: 5 m x 40 m x 1 m.	5-244
<b>Abbildung 75</b>	(a) Räumlicher Ausschnitt (40 m x 60 m x 12 m) des leeseitigen Vektorfeldes im Beurteilungsgebiet der Gesamtanlage Stall und BioAbluftRA. Bedingungen: Westwind mit 2 m sec <sup>-1</sup> , Rauigkeitslänge 0,2 m. (b) Ausschnitt der leewärtigen Wirbelbildung mit einer deutlich erkennbaren Strömungsumkehr oberhalb der BioAbluftRA.	5-245

		Seite
<b>Abbildung 76</b>	(a) Durch modellierte Vektoren kenntlich gemachtes Windfeld an der Gesamtanlage bei NW-Wind mit $2 \text{ m sec}^{-1}$ und einer Rauigkeitslänge von $0,2 \text{ m}$ . Beachte die im Kreis angedeuteten BioAbluftRA-gerichteten, später stallorientierten Vektoren, die in (b) durch ein zusammenhängendes Nord-Süd-gerichtetes Stromlinienbündel als räumlicher Ausschnitt (transparent, $20 \text{ m} \times 60 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ ) verstärkt dargestellt sind.	5-246
<b>Abbildung 77</b>	Strömungssituation an der Gesamtanlage bei einer Windgeschwindigkeit von $5 \text{ m sec}^{-1}$ . Bei einer Rauigkeitslänge von $0,2 \text{ m}$ kommt der Wind aus $330^\circ$ ( $\sim \text{NNW}$ ). In einem transparenten Raumausschnitt von $20 \text{ m} \times 60 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ ist ein zusammenhängendes NNW-SSO-verlaufendes Stromlinienbündel dargestellt.	5-247
<b>Abbildung 78</b>	(a) Windrichtung Nord: Koordinatengetreue Darstellung des für die Strömungsvisualisierung zugrundegelegten Rechen- (grün) und Beurteilungsgebietes (braun) für einen Musterstall mit längsseitig angeschlossener BioAbluftRA. Abmessungen des Rechengebietes (x, y, z): $150 \text{ m} \times 100 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ und des Beurteilungsgebietes: $45 \text{ m} \times 80 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ . Abmessungen des Stalles: $15 \text{ m} \times 40 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ , der BioAbluftRA: $5 \text{ m} \times 40 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ . (b) Transparente Raumausschnitte innerhalb des Beurteilungsgebietes mit Windvektoren. An der südwärtigen Giebelwandseite des Stalles zeichnet sich ein Abbruch der horizontalen Strömung mit teilweiser Strömungsumkehr ab, die in Abbildung 79 detaillierter herausgestellt ist.	5-248
<b>Abbildung 79</b>	Wirbelbildung mit geringem Geschwindigkeitsprofil an der leeseitigen Giebelwandseite des von Norden angeströmten Stalles (siehe Abb. 78).	5-249
<b>Abbildung 80</b>	Relative Jahreshäufigkeitsverteilung der Windrichtungen in Dekagraden und ihrer assoziierten Windgeschwindigkeiten (Windgeschw.) in Knoten (0 bis $> 19$ ) am Beispiel des Standortes Diepholz, BR Deutschland. Daten des DWD für den Zeitraum von 1981 bis 1990. A: Anlagenkomplex in Ost-West-Ausrichtung mit ähnlicher Anströmungshäufigkeit von Osten und Westen, B: Lage des Komplexes entlang der Südwest-Hauptwindrichtung, C: Ungünstige Ausrichtung durch übermäßig häufige Anströmungssituationen.	5-250



# Tabellenverzeichnis



		Seite
<b>Tabelle 1</b>	Zusammenfassung vorkommender Staubkomponenten in der Nutztierhaltung und ihre allgemeinen biologischen Effekte nach SEEDORF und HARTUNG (2002).	2-17
<b>Tabelle 2</b>	Abscheidevermögen von Abluftreinigungsanlagen für zwangsentlüftete Tierställe (HAHNE <i>et al.</i> 2002).	2-29
<b>Tabelle 3</b>	Technische Auslegung für Verfahren der biologischen Abluftreinigung (GRIMM 2005).	2-30
<b>Tabelle 4</b>	Investitions- und Betriebskosten von Abluftreinigungsanlagen am Beispiel der Schweinemast (GRIMM 2005).	2-31
<b>Tabelle 5</b>	Charakteristika der untersuchten Anlagen in der Zusammenfassung.	3-10
<b>Tabelle 6</b>	Auflistung der Versuch-Nr., Untersuchungstage (UT) mit kalendarischer Zuordnung der Jahreszeiten (JZ) für die Anlagen I bis IV.	3-11
<b>Tabelle 7</b>	Extrapolierte Trocknungszeiten von Filtern nach <i>Aq. dest.</i> - und Isopropanol- (99%-ig) Benetzung.	4-3
<b>Tabelle 8</b>	Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) des Rieselbettreaktors in Anlage I für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.	4-7
<b>Tabelle 9</b>	Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) des Biofilters in Anlage II für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.	4-13
<b>Tabelle 10</b>	Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) des Biowäschers in Anlage III für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.	4-19
<b>Tabelle 11</b>	Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade (%) der Kombi-Anlage in Anlage IV für die einzelnen Bioaerosolbestandteile. Kumulationen im Reingas sind fett und grau unterlegt.	4-26
<b>Tabelle 12</b>	Mittlere Bioaerosolkonzentrationen, Temperatur- und Luftfeuchtwerte in der Außenluft der Anlagen I bis IV. N: Stichprobengröße.	4-30
<b>Tabelle 13</b>	Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage I.	4-31

		Seite
<b>Tabelle 14</b>	Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage II.	4-32
<b>Tabelle 15</b>	Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage III.	4-32
<b>Tabelle 16</b>	Mittlere Gehalte an partikulären Inhaltsstoffen im Waschwasser der Anlage IV.	4-33
<b>Tabelle 17</b>	Identifizierte Mikroorganismen in den Waschwasserproben der Anlagen I bis IV. Grau unterlegte Felder mit Vorkommen der Mikroorganismen in $\geq 3$ Anlagen. N: Stichprobengröße, Beob.: relative Beobachtungshäufigkeit.	4-35
<b>Tabelle 18</b>	Zusammenfassung der ermittelten Konzentrationsgradienten zwischen Stall und Abluftkamin in Anlage III. Negative Zahlenwerte drücken den prozentualen Grad der absoluten Konzentrationsabnahme in Richtung Abluftkamin aus.	5-7
<b>Tabelle 19</b>	Zusammenfassende Darstellung von veröffentlichten Wirkungsgraden von Bioaerosolen in Anlagen zur biologischen Abluftreinigung in chronologischer Reihenfolge.	5-32 bis 5-33
<b>Tabelle 20</b>	Berechnete CMD ( $\mu\text{m}$ ) in gasförmigen und flüssigen Medien der Anlagen I bis IV.	5-36
<b>Tabelle 21</b>	Grobzusammenfassung von Keimtypen, potentiellen Zielorgansystemen und semiquantitativen Konzentrationsbereichen im Waschwasser der untersuchten BioAbluftRA in Anlehnung an Appendix G bis I. Unter den Gattungen sind auch die Arten eingegliedert. Pseudomonaden schließen <i>Burkholderia</i> spp. mit ein. Es bedeuten RT Respirationstrakt, GI Gastrointestinaltrakt, UG Urogenitaltrakt, KV Kardiovaskulärsystem plus Sepsis und NS Nervensystem mit Hirnhäuten ergänzt durch Otitiden. Konzentration: (+): nur qualitativer Nachweis, +: geringgradig, ++: mittelgradig, +++: hochgradig. RG: Risikogruppe nach TRBA 466 (2010). RG 1: Biologische Arbeitsstoffe (BA), bei denen es unwahrscheinlich ist, dass sie beim Menschen eine Krankheit verursachen, RG 2: BA, die eine Krankheit beim Menschen hervorrufen können (...).	5-137
<b>Tabelle 22</b>	Bioaerosole und assoziierte Krankheitsbilder, klinische Symptome und Humanbefunde in Abwasserbehandlungsanlagen nach Literaturangaben. Zum Vergleich sind gleiche mikrobielle Befunde im Prozeßwasser der Anlagen I bis IV grau hervorgehoben. Legende der Tabelle auf der letzten Fortsetzungsseite.	5-149 bis 5-154

# Glossar



## A

<b>Aerobiologisch</b>	Die in der Luft bzw. Atmosphäre angetroffenen Teilchen biogener Natur (Mikroorganismen, Pollen) und deren aktiven (Stoffwechsel) und passiven (Transportvorgänge) Wechselwirkungen mit der Atmosphäre.
<b>Aerodynamischer Durchmesser</b>	Der Durchmesser einer Kugel mit der Dichte von $1 \text{ g cm}^{-3}$ und der gleichen Sinkgeschwindigkeit wie das zu betrachtende Partikel unter den gleichen Rahmenbedingungen.
<b>Aerogen</b>	Luftgetragen.
<b>Aerosol</b>	Eine disperse Verteilung von Teilchen in einer Gasphase.
<b>Agglomerat</b>	Hier: Zusammenballung von Partikel zu größeren Komplexen.
<b>Albedo</b>	Drückt das Verhältnis von diffus reflektiertem Strahlungsfluß zu einfallendem solarem Strahlungsfluß aus. Albedo-Werte sind umso größer, je höher die Rückstreuung von Sonnenstrahlung ist, wodurch wiederum die Abkühlung auf der Erdoberfläche steigt.
<b>Aliquot</b>	Teil von einem Ganzen, eine sog. Teilprobe.
<b>Allelochemikalien</b>	Abwehrstoffe mit denen Pflanzen bzw. pflanzenassoziierte Mikroorganismen ihren Lebensraum verteidigen; aber auch interspezifische Botenstoffe.
<b>Allergen</b>	Ein Stoff, der nach Sensibilisierung eines Individuums geeignet ist, eine immunologische Überempfindlichkeitsreaktion auszulösen.
<b>Allergisierung</b>	Das Vermögen eines Allergens, immunologische Überempfindlichkeitsreaktionen bei einem Individuum auszulösen.
<b>Anemometrie</b>	Ein Meßverfahren mit dem sich Strömungsgeschwindigkeiten von Gasen sowie deren Strömungsrichtung bestimmen läßt.
<b>aquatisch</b>	Das Wasser betreffend. Die qualitative Zuordnung zum Medium Wasser, unabhängig von dessen stofflichen Zusammensetzung (z.B. Trinkwasser <i>versus</i> Prozeßwasser).
<b>atopisch</b>	Die individuelle Eigenschaft gegenüber Überempfindlichkeitsreaktionen (Allergien) verstärkt empfänglich zu sein. Hier spielen genetische Faktoren, aber auch Umweltfaktoren eine Rolle.
<b>autochthon</b>	Natürlicherweise an einem Ort vorkommend, bodenständig.

**Azidifikation**                      Übersäuerung; Begriff im Zusammenhang mit einer anthropogen bedingten Säureanreicherung in Böden und Gewässern als Teil eines ökologischen Ungleichgewichtes.

## B

**Beaufort-Skala**                      Eine Klassifikation von Windgeschwindigkeiten, denen auf Grundlage von Naturbeobachtungen (z.B. Neigung einer Rauchfahne, Ausmaße von Wasserwellen) Zahlenwerte von 0 bis 12 als Windstärke zugeordnet werden.

**Bioaerosole**                      Eine Dispersion luftgetragener fester und flüssiger Partikel mit biogenem Ursprung, bestehend aus den drei Teilmengen Staub, Staubinhaltsstoffe und Mikroorganismen.

**Biofilm**                              An feste Oberflächen angelagerte Mikroorganismen, die sich in einem bis 5 mm dicken Mantel aus Polysaccharid-Gel, der zumeist aus Wasser besteht, aufhalten und von dem die metabolische Aktivität ausgeht. Gekennzeichnet durch eine hohe mikrobielle Diversität und Widerstandsfähigkeit.

**Biofilter**                            Ein Abluftbehandlungsverfahren mit dem Abluft durch ein organisches Trägermaterial geleitet wird und unerwünschte Abluftinhaltsstoffe durch Sorption und mikrobielle Stoffwechselleistungen zurückgehalten und abgebaut werden.

**biologische Arbeitsstoffe**                      Mikroorganismen und andere Krankheitserreger, die beim Menschen Infektionen, sensibilisierende oder toxische Wirkungen hervorrufen können.

**biologische Halbwertszeit**                      Zeitspanne in der die Hälfte einer ursprünglichen Menge von Mikroorganismen durch äußere Einflüsse inaktiviert worden ist.

**biologische Sammeleffizienz**                      Vermögen einer Probenahmeapparatur, die Vermehrungsfähigkeit von luftgetragenen Mikroorganismen beim Betrieb der Apparatur zu erhalten und dabei auch mikrobielle Bestandteile unverändert für die Analyse zu konservieren.

**Biokontrolle**                      Eine Maßnahme, die sich bestimmten Mikroorganismen zur Eindämmung von Pflanzenpathogenen bedient.

**Biomasse**                            Entspricht der Gesamtmasse aller Lebewesen in einem Biotop, d.h. die gesamte Zellsubstanz von Organismen.

**Biopartikel**                        Teilchen, die aus Zellen, Zellbestandteilen und vornehmlich organischen Feststoffen bestehen, die an mikroskopisch kleinen Trägern sorbiert, in Flüssigkeiten suspendiert oder in Gasphasen (Luft) dispers verteilt sein können. Biopartikel sind Teil von Bioaerosolen.

<b>Biopestizide</b>	Schädlingsbekämpfungsmittel, die aus natürlichen Quellen wie Tieren, Pflanzen oder Mineralien gewonnen werden. Dazu gehören auch Mikroorganismen, die aufgrund ihres Stoffrepertoires unerwünschte belebte Noxen inaktivieren helfen.
<b>Biopräzipitation</b>	Entstehung von Regen und Schnee katalysiert durch Biopartikel.
<b>Bioremediation</b>	Der Einsatz von Mikroorganismen zwecks Abbau von Verunreinigungen und Schadstoffen zur Sanierung von Boden und Wasser.
<b>Biosphäre</b>	Der von Lebewesen besiedelte Teil der Erde.
<b>Biotrickling</b>	Mikrobiell angereichertes Waschwasser benetzt kontinuierlich einen Füllkörper (z.B. aus Kunststoff), der als Aufwuchsfläche für Mikroorganismen dient und über den die Abluft zu Reinigungszwecken geleitet wird (= Rieselbettreaktor).
<b>Biowäscher</b>	Ein i.d.R. zweistufiges Verfahren, in dem in der ersten Stufe durch Einsatz von Wasser luftgetragene Inhaltsstoffe aus der Abluft herausgewaschen und anschließend in einer zweiten separaten Stufe mikrobiell abgebaut werden.
<b>Biozönose</b>	Eine Lebensgemeinschaft von Makro- und Mikroorganismen, die untereinander und mit ihrem Lebensraum in Wechselwirkung stehen.
<b>broncho-alveoläre Lavage (BAL)</b>	Eine Methode mit der durch Spülungen der Atemwege und abschließendem Absaugen Lungensekrete für die Diagnostik gewonnen werden.
<b>C</b>	
<b>Chemowäscher</b>	Ein Abluftreinigungsverfahren, daß durch Besprühung von mit Chemikalien dotiertem Prozeßwasser gewährleistet, daß bestimmte Abluftinhaltsstoffe neutralisiert oder eliminiert werden (z.B. Säure für die Ammoniakfixierung).
<b>Cloud Condensation Nuclei (CCN)</b>	Siehe Wolkenkondensationskerne.
<b>Cluster</b>	Eine Zusammenballung oder ein Haufen von Stoffen belebter und/oder unbelebter Art.
<b>competitive exclusion</b>	Die Fähigkeit einer residenten Mikroflora über Mechanismen zu verfügen, die der Besiedlung anderer Arten im selben Habitat entgegenzutreten. Die effizienteren Arten verdrängen als erfolgreichere Konkurrenten die weniger durchsetzungsstarken Mikroorganismen.
<b>CORINE-Klassen</b>	Enthalten Daten zur Bodenbedeckung der BR Deutschland, um hierüber die Bodenrauigkeit des Geländes zu beschreiben.



<b>cut-off-Durchmesser</b>	Aerodynamischer Durchmesser von Partikeln, bei dem eine Probenahmeverrichtung eine Abscheideeffizienz von 50% besitzt.
<b>cystische Fibrose</b>	Autosomal rezessiver genetischer Defekt durch Mutation des zyklischen Adenosinmonophosphates (cAMP), das den zellulären Chlorid-Ionenkanal reguliert, u.a. in der Lunge für die pathophysiologische Schleimbildung verantwortlich.

## D

<b>Denukleation</b>	Der Zerfall größerer Partikel in kleinere Partikel.
<b>depletiert</b>	Bei der Depletion werden Substanzen oder Zellen aus einem Körper entfernt.
<b>Depositionsvereisung</b>	Ein Aktivierungsmodus bei der Eiskristallbildung in Wolken. Hierzu lagert sich gefrorener Wasserdampf direkt an einem Partikel mit wachsender Eiskristallmasse an.
<b>Desinfektion</b>	Eine physikalische oder chemische Maßnahme, um unerwünschte Mikroorganismen (u.a. Infektionserreger) soweit wie möglich zu inaktivieren und zu eliminieren.
<b>Detergentien</b>	Eine Gruppe von chemischen Substanzen, die eine grenzflächenaktive Wirkung entfalten, typischerweise zwischen fetthaltigen und wässrig geprägten Medien, so daß eine eindeutige Phasentrennung zwischen den unterschiedlichen Medien aufgehoben wird (z.B. Seifen).
<b>Düsenstock</b>	Bezeichnung für ein mit Versprühungs- oder Verneblungsdüsen ausgestattetes Prozeßwasserleitungssystem.

## E

<b>Eiskern (-keim)</b>	Solide Partikel, die aufgrund ihrer Oberflächeneigenschaften befähigt sind, „eisgekühltes“ flüssiges Wasser an ihrer Oberfläche zu Eis erstarren zu lassen (Eisnukleatoren).
<b>Eiweißfehler</b>	Beschreibt den Umstand, daß die Wirkung chemischer Desinfektionsmittel durch unbelebte organische Stoffe aufgezehrt wird, so daß Wirkungsverluste bei Mikroorganismen auftreten und der Desinfektionserfolg ausbleiben kann.

<b>Elektropräzipitation</b>	Im Allgemeinen als Fällung von Substanzen verstanden, kennzeichnet dieser Terminus die elektrostatisch bedingte Vereinigung von kleinen Partikeln zu Größeren, wodurch vermehrt Depositionen von Partikeln provoziert werden. Kann auch als Staubbinderungstechnik in Ställen eingesetzt werden.
<b>Emissionen</b>	Die von einer Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen als Gesamtmenge gas- oder partikelförmiger Stoffe (siehe auch Primär- und Sekundäremissionen).
<b>Emissionsfaktor</b>	Kennwert für die in die Außenluft freigesetzte Menge gas- und partikelförmiger Stoffe einer Anlage pro Zeiteinheit und Bezugssystem (z.B. pro Tier, pro m <sup>2</sup> Fläche).
<b>Endotoxin</b>	Zellwandbestandteile von Gram-negativen Bakterien, die beim Zerfall Gleichnamiger freigesetzt werden. Chemisch können die Endotoxine als thermostabile Lipopolysaccharide (LPS) bezeichnet werden. Träger der Toxizität ist die Lipid-A-Fraktion der LPS. Endotoxinen wird u.a. eine entzündungsfördernde und -unterstützende Wirkung zugesprochen.
<b>epiphytär</b>	Die Oberfläche von Pflanzen kolonisierend.
<b>Eutrophierung</b>	Nährstoffübersättigung in Gewässern durch meist anthropogene Einträge von Stickstoff und Phosphor in dessen Folge ein überschießendes Biomassewachstum stattfindet, das schließlich durch Sauerstoff-zehrende Faulungsprozesse zum 'Umkippen' aquatischer Ökosysteme führen kann.
<b>Exposition</b>	Das Ausgesetztsein gegenüber Umwelteinflüssen.

## F

<b>Fäzes</b>	Gesamtheit flüssiger und fester Exkreme, die von Tier und Mensch ausgeschieden werden.
<b>FCV</b>	Die forcierte expiratorische Vitalkapazität (FCV) ist die Luftmenge, die nach maximaler Einatmung in kürzester Zeit maximal aktiv ausgeatmet werden kann und als Lungenfunktionsindikator auf erhöhte Strömungswiderstände in den Atemwegen hinweist.
<b>FEV<sub>1</sub></b>	Ein Lungenfunktionsindikator, der das forcierte expiratorische Volumen in 1 Sekunde (Einsekundenkapazität, FEV <sub>1</sub> ) anzeigt und Auskunft über den Grad der Atemwegsverengung z.B. aufgrund von Erkrankungen gibt.
<b>Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung (FISH)</b>	Eine Labor- und Mikroskopiermethode, die Fluorochrom-markierte Gensonden benutzt, welche an spezifischen Nukleinsäuresequenzen binden und bei Anregung von Licht bestimmter Wellenlänge leuchten. Einsatzgebiete sind beispielsweise die Artdifferenzierung oder auch die Aufklärung von Verwandtschaftsverhältnissen unter Mikroorganismen.

## G

<b>Gefahr</b>	Ein biologisches, chemisches oder physikalisches Agens oder ein Zustand, daß eine Gesundheitsbeeinträchtigung verursachen kann.
<b>Genomovare</b>	Ein üblicherweise für <i>Burkholderia</i> spp. benutzter Begriff, der eine Gruppe von genomisch (= Gesamtheit der Gene eines Chromosoms) definierten Spezies zusammenfaßt. Bislang werden 9 Genomovare bei <i>Burkholderia</i> spp. unterschieden (z.B. Genomovare I = <i>Burkholderia cepacia</i> ).

## H

<b>HACCP</b>	Eine Abkürzung für <i>Hazard Analysis Critical Control Point</i> . Konzeptioneller Bestandteil des Risikomanagements, um unerwünschte, i.d.R. pathogene Noxen abzuwehren, z.B. entlang des gesamten Produktionsprozesses eines Lebensmittels. Dazu ist es notwendig, Gefahren zu identifizieren, zu bewerten, kontinuierlich zu erfassen und zu beherrschen.
<b>Homogene und heterogene Nukleation</b>	Die Initiierung der Nukleation durch Aerosolpartikel. Bei der homogenen Nukleation erfolgt die Kondensation bzw. Eisbildung direkt aus der reinen Dampfphase ohne Partikel heraus. Die heterogene Nukleation benötigt ein Aerosolpartikel an dem die Kondensation von Wasser initiiert wird.
<b>Hygiene</b>	Die Hygiene beschreibt die Wechselwirkungen zwischen Umwelt und Individuum und leitet davon die Faktoren und Umstände ab, die geeignet sind, Krankheiten auszulösen, um diesen mit geeigneten Maßnahmen durch Schaffung gesunder Umfeldbedingungen entgegenzuwirken (Prävention statt Therapie).
<b>Hygienisierung</b>	Alle Maßnahmen, die Objekte in einen hygienisch akzeptablen Zustand versetzen sollen.
<b>Hygroskopizität</b>	Eigenschaft eines Materials Feuchtigkeit in flüssiger oder dampfförmiger Form aufzunehmen.

## I

<b>Ice Nuclei (IN)</b>	Siehe Eiskern (-keim).
<b>Immersionsvereisung</b>	Das Partikel verhält sich anfänglich wie ein Wolkenkondensationskern oberhalb von 0°C, so daß ein Tropfen entsteht. Sinkt die Temperatur unter die Gefriermarke erstarrt der Tropfen zu Eis.

<b>Immissionen</b>	Die auf Subjekte und Objekte einwirkenden Luftverunreinigungen.
<b>Impaktion</b>	Der Aufprall von strömenden Partikeln auf eine feste Oberfläche, wenn die Partikel aufgrund ihrer massebegründeten Trägheit abrupten Strömungsrichtungsänderungen nicht mehr folgen können.
<b>Impaktor</b>	Ein die Impaktion ausnutzende Vorrichtung zur Abscheidung von luftgetragenen Partikeln, besonders etabliert in Probenahmegegeräten für Bioaerosole.
<b>Impingement</b>	Die aktive Abscheidung und Suspendierung von luftgetragenen Partikeln in Flüssigkeiten.
<b>Impinger</b>	Eine nach dem Waschflaschenprinzip konzipierte Glasapparatur, in der mittels einer kritischen Düse aus einer Gasphase angesogene Partikel beschleunigt und in eine Flüssigkeit suspendiert werden (z.B. AGI-30).
<b>in- / out-stack Messungen</b>	Emissionsmessungen durch Anordnung der Meßvorrichtung im Abluftkamin ( <i>in-stack</i> ) oder außerhalb des Abluftkamins ( <i>out-stack</i> ).
<b>Interzeption</b>	Das Abfangen von Teilchen an in den freien Luftstrom hineinragende Erhabenheiten und Vorsprüngen, die als Bestandteil gasdurchströmter Barrieren ein Auskämmen von Gasinhaltsstoffen bedingen.
<b>isotonisch</b>	Der Zustand gleichen osmotischen Drucks wie eine Vergleichsflüssigkeit.

## K

<b>kardiovaskulär</b>	Das Herz-Kreislaufsystem betreffend.
<b>Keime</b>	Umgangssprachlich für Mikroorganismen.
<b>Kelvin- und Raoult-Effekt</b>	Wassertropfen haben gekrümmte Oberflächen, über denen der Sättigungsdampfdruck höher ist als über einer ebenen Wasseroberfläche. Starke Oberflächenkrümmungen, die Ausdruck von Oberflächenspannungen sind, verursachen also eine hohe Verdampfung von Wasser (Krümmungseffekt: Kelvin-Effekt). Treffen partikuläre lösliche Bestandteile (z.B. Salze) auf Wasserdampf, kommt es zur Kondensation (hygroskopisches Wachstum von Tropfen). Derartige Lösungstropfen erniedrigen den Sättigungsdampfdruck über der Tropfenoberfläche, da Clusterbildungen zwischen Wasser- und gelösten Stoffmolekülen die Verdunstung behindern (Lösungseffekt: Raoult-Effekt). Dieser Vorgang tritt somit dem Kelvin-Effekt entgegen. Unlösliche, jedoch benetzbare Partikel (z.B. Detergentien) erleichtern ebenso die Tropfenformation, da der Krümmungseffekt von Wasser verringert wird, das an der Partikeloberfläche adsorbiert. Die Aufnahme von Wasser durch unlösliche Partikel kann bei Anwesenheit löslicher Materialien verstärkt werden. Der Kelvin- und Raoult-Effekt werden in der sog. Köhler-Theorie vereinigt.

<b>Kombi-Anlage</b>	Eine biologische Abluftreinigungsanlage, in der zwei oder drei Reinigungsstufen als Kaskade hintereinander montiert sind, um die Abluft von unerwünschten Abluftinhaltsstoffen mit hoher Effizienz zu befreien.
<b>Kompostierung</b>	Die mikrobiell vermittelte Degradation (Abbau) und Mineralisation organischen Materials unter aeroben Bedingungen.
<b>Kondensationskerne</b>	Feste partikuläre Bestandteile an denen aufgrund ihrer hygroskopischen Eigenschaften Wasser kondensiert und sich daraus Tropfen bilden können.
<b>Kondensations- vereisung</b>	Ein Kondensationskern bildet einen Tropfen. Dieser Kern ist aber auch IN-aktiv wenn die äußeren Bedingungen (z.B. Temperatur) dies zulassen.
<b>Kontaktvereisung</b>	Ein unterkühlter Wassertropfen gefriert beim Kontakt mit einem Eiskeim.
<b>Kontinuitätsgleichung</b>	Eine mathematisch faßbare Beobachtung, daß das bewegte Volumen in zwei verschiedenen querschnittsgeöffneten Rohren gleich ist, wenn sich die Strömungsgeschwindigkeiten entsprechend ändern.
<b>Korrelations- koeffizient</b>	Ein Maßzahl für die Stärke eines (meist) linearen Zusammenhangs zwischen zwei Datenreihen.
<b>Kriging</b>	Ein Interpolationsverfahren in der Geostatistik mit dem es rechnerisch gelingen soll, über vorliegende Daten (z.B. Bodengehalte von Stoffen) an geographisch definierbaren Orten auf die theoretische Datenlage anderer Orte zu schließen, für die keine Realwerte existieren (Schätzung räumlicher Verteilung).
<b>Kultivierung</b>	Eine in der Mikrobiologie angewandte Labortechnik, in der auf Nährböden vermehrungsfähige Mikroorganismen unter bestimmten Inkubationsbedingungen zum Wachstum durch Zellteilung angeregt werden, so daß makroskopisch sichtbare Kolonien (koloniebildende Einheiten: KBE) auf dem Nährboden entstehen.

## M

<b>Median</b>	Eine Art von Mittelwert, der in einer nach Größe geordneten Reihe von Messwerten genau in der Mitte liegt (= Zentralwert).
<b>Median-Test</b>	Ein nichtparametrischer Test in der Statistik.
<b>Mediatoren</b>	Hier: Zelluläre Botenstoffe, die spezifische Signalwirkungen auf Zellen ausüben und zu einer geordneten Reaktionsweise im Zellverband führen (z.B. bei Immunzellen, die gegen Erreger wirken).



<b>mesophil</b>	Bezeichnet einen optimalen Temperaturbereich bei Bakterien von etwa 30 bis 40°C.
<b>Mineralisierung</b>	Hier: Ein durch Mikroorganismen vermittelter Abbau organischer Substanz in anorganische Komponenten, z.B. Kohlendioxid.
<b>Mittelwert, arithmetisch</b>	Der arithmetische Mittelwert ist der Quotient der Summe aller Einzelwerte und der Anzahl der Einzelwerte.
<b><i>Most probable number (MPN)</i></b>	Eine Methode, die über Verdünnungsreihen und mit Hilfe statistischer Verfahren die Anzahl von kultivierungsfähigen Mikroorganismen in einer Probe bestimmt.

## N

<b>nosokomial</b>	Auf das Krankenhaus bezogen bzw. dort erworbener Merkmale.
<b>Noxe</b>	Ein Sammelbegriff für alle schädigenden Einflüsse (physikalisch, chemisch, biologisch), die auf ein Individuum einwirken.
<b>Nukleation</b>	Die Entstehung größerer Partikeleinheiten (Cluster) durch Kollisionsprozesse zwischen kleinen Partikeln.

## O

<b><i>open air factor</i></b>	Drückt die Beobachtung aus, daß bestimmte untereinander interagierende Luftinhaltsstoffe in der Lage sind, Radikale zu erzeugen, die mikrobiozid auf luftgetragene Mikroorganismen wirken. Eine derartige Interaktion besteht zwischen Ozon und Olefinen (=Alkene), über die Hydroxylradikale entstehen können.
<b><i>organic dust toxic syndrome (ODTS)</i></b>	Sammelbezeichnung für eine durch Einatmung organischer Stäube und ihrer Inhaltsstoffe (z.B. Endotoxine) herbeigeführte entzündliche Reaktion mit lokalen und systemischen Symptomen, wobei erstere sich im Atemtrakt abspielen (z.B. Alveolitis). Klinisch besteht das Syndrom aus grippalen Erscheinungen.
<b>osmotischer Druck</b>	Durch Konzentrationsunterschiede zwischen zwei von einer halbdurchlässigen (semipermeable) Membran getrennten Lösungen entstehender Druckunterschied, der dazu führt, daß das Lösungsmittel der niedriger konzentrierten Lösung in die höher konzentrierte Flüssigkeit strömt.
<b><i>out-stack</i></b>	Siehe <i>in-/out-stack</i> Messungen.

# P

<b>Pathogene</b>	Bezeichnung für alle krankmachenden Agentien.
<b>Pathovar</b>	Eine Gruppe von mikrobiellen Stämmen einer Spezies, die Krankheiten auf oder in bestimmten Wirten verursachen können.
<b>Phyllosphäre</b>	Oberfläche von pflanzlichen Blättern und Nadeln, die von Mikroorganismen besiedelt werden und somit als Lebensraum dienen.
<b>Physikalische Sammeleffizienz</b>	Vermögen eines Probenahmeegerätes, einen bestimmten Anteil von Partikel mit unterschiedlichen aerodynamischen Partikeldurchmesser im Vergleich zum vorhandenen Partikelgrößenspektrum in der Gasphase im Sammelmedium abzuscheiden.
<b>planktonisch</b>	Bezeichnet das freie Schweben und Fortbewegen von Bakterien in einem wäßrigen Milieu.
<b>Plasmide</b>	Extrachromosomale Nukleinsäuren (DNA) von Bakterien, auf denen exprimierbare Merkmale wie beispielsweise Resistenzen gegenüber Antibiotika verankert sind.
<b>Pollinose</b>	Allergische Erkrankungen gegenüber Pollen (Heuschnupfen).
<b>Polycarbonatfilter</b>	Kunststofffilter mit definierter Porengröße zum Einsatz in Probenahmeverrichtungen für das Sammeln luftgetragener Partikel.
<b>Polypropylen</b>	Ein Thermoplast (formbar unter Wärmeeinwirkung) in der Kunststoffchemie.
<b>Prävalenz</b>	Drückt die Häufigkeit einer Krankheit in einer Population zu einem bestimmten Zeitpunkt aus.
<b><i>precursor</i></b>	Hier: Chemische Substanzen, die als Vorläuferstufen (z.B. Ammoniak) in die Gas-zu-Partikel Konversion eingebunden sind.
<b><i>primary biological aerosol particles (PBAP)</i></b>	Alle luftgetragenen soliden Partikel, die von lebenden oder toten Organismen stammen, einschließlich Mikroorganismen sowie alle Formen anderer Lebewesen.
<b>Primäremission</b>	Direkte Freisetzung von Stoffen am Ort ihrer Entstehung.
<b>Primärproduzent</b>	Die Erzeugung, die Aufzucht oder der Anbau von Primärprodukten einschließlich Ernten, Melken und landwirtschaftlicher Nutztierproduktion vor dem Schlachten. Es umfaßt auch das Jagen und Fischen und das Ernten wild wachsender Erzeugnisse.

**Prozeßwasser** In der Regel rezirkulierendes Wasser, das verfahrenstechnisch notwendig ist, um Prozesse der Auswaschung und die mikrobiologische Aktivität in der biologischen Abluftbehandlung erfolgreich durchführen und aufrecht erhalten zu können (siehe Waschwasser).

**pyrogenfrei** Frei von fieberauslösenden Stoffen wie Endotoxinen.

## Q

***quantitative microbial risk assessment (QMRA)*** Eine Form der Risikobewertung, um auf Basis von Rechenmodellen Aussagen zur Wahrscheinlichkeit der Infektionshaftung von Erregern zu machen und das quantitative Ausmaß einer Infektion in einer definierten Population abzuschätzen.

## R

**Rauhigkeitslänge** Die Rauhigkeit beschreibt Strukturelemente des Erdbodens, die die Reibung der Luftströmung beeinflussen und wird in Längenmetern angegeben.

***Reentrainment*** Wiedereintritt bereits in Flüssigkeiten oder auf Oberflächen sedimentierter Partikelfrachten in die Gasphase.

**Reingas** Das in die Außenluft (Atmosphäre) abströmende Gas bzw. Gasgemisch, nachdem es eine Abluftreinigungsanlage von unerwünschten Inhaltsstoffen soweit wie technisch möglich befreit hat.

**respiratorisch** Den Atemtrakt betreffend.

**Rezeptor** Hier: Ein Subjekt oder Objekt auf das eine Emission einwirkt (=Immittent).

**Rhizosphäre** Interaktionsbereich zwischen Pflanzenwurzeln, Boden und bodenbürtigen Mikroorganismen, die eine hohe Besiedlungsdichte aufweisen und pflanzenwachstumsfördernde sowie phytopathogenhemmende Aufgaben wahrnehmen.

**Rieselbettreaktor** Siehe Biotrickling.

**Risiko** Eine Funktion der Wahrscheinlichkeit einer die Gesundheit beeinträchtigenden Wirkung und der Schwere dieser Wirkung als Folge der Realisierung einer Gefahr.

**Rohgas** Freigesetzte, mit typischen Inhaltsstoffen durchsetzte Abluft, die unbehandelt vom Stallraum in eine Abluftreinigungsanlage einströmt.

<b>Rückhalteeffizienz</b>	Siehe Wirkungsgrad.
<b>Runge-Kutta-Verfahren</b>	Stellt eine mathematische Methode zur Lösung von Differentialgleichungen dar. Hierzu werden Anfangsdaten bestehend aus einem Anfangswert und seinem räumlichen Bezug zu einem bestimmten Zeitpunkt vorgegeben, um die Fortentwicklung des Wertes über Raum und Zeit vorhersagen zu können. Es existieren verschiedene Ordnungen des Verfahrens.
<b>S</b>	
<b>Saprophyten</b>	Mikroorganismen, die totes organisches Material abbauen und damit ihren Stoffwechsel bedienen, um überleben zu können.
<b>Sekundäremission</b>	Hier: Freisetzung von Partikeln, die nicht von der Primärquelle entstammen, sondern in der BioAbluftRA entstanden bzw. vorkommen und von dort dem Abluftstrom beigemischt wurden.
<b>sessil</b>	Lebewesen, die ortsfest auf Oberflächen auftreten.
<b>Sick-Building-Syndrom</b>	Umschreibung einer Beobachtung, nach der Gebäudeeinflüsse eine krankmachende Wirkung auf Personen innerhalb der Gebäuderäume ausüben. Als beteiligte Faktoren werden luftgetragene Mikroorganismen oder flüchtige organische Substanzen diskutiert.
<b>Sorption</b>	Ein Vorgang, bei dem ein Fremdstoff aus der Umgebung durch einen Festkörper selektiv aufgenommen oder angelagert wird. Voraussetzung ist, daß beide Stoffqualitäten in Berührung kommen.
<b>Spearman Rangkorrelation</b>	Ein nichtparametrischer Korrelationskoeffizient in der Statistik.
<b>Sprinkler</b>	Oberbegriff für Beregnungsanlagen jeder Art.
<b>snow flakes</b>	Besondere Bezeichnung für „schneeflockenähnliche“ Füllmaterialien, die in Rieseltreaktoren als Aufwuchskörper für Mikroorganismen eingesetzt werden.
<b>Stallmüdigkeit</b>	Die Beobachtung einer sich über die Jahre hinweg im Stall einstellenden Leistungsdepression bei Nutztieren ohne sichtbare klinische Symptomatik. Hierfür wird im wesentlichen eine ubiquitär vorkommende Mikroflora verantwortlich gemacht, die einen immunologischen Ressourceneinsatz bei den Tieren erfordert und daher leistungszehrend auf ökonomisch wichtige Merkmale (z.B. Tageszunahmen) wirkt.
<b>Surfactant</b>	Stoffe mit grenzflächenaktiven Eigenschaften, indem Oberflächenspannungen an Phasengrenzen wie Flüssigkeit-Gas oder an Biomembranen herabgesetzt werden.

# T

<b>t-Test</b>	Ein parametrischer Test in der Statistik.
<b>Tenazität</b>	Widerstandsfähigkeit von Mikroorganismen gegenüber Umwelteinflüssen.
<b>Thermostatschaltung</b>	Ein Regelkreis in dem ein Temperaturfühler (Sensor) die Temperatur über einen Ist-/Sollwertvergleich justiert.
<b>thermotolerant</b>	Bakterien und Pilze, die ihr Temperaturoptimum im mesophilen Bereich haben, jedoch ebenfalls hohe Temperaturen tolerieren.
<b>Trajektorien</b>	Eine Ortsraumkurve entlang derer sich ein Körper, z.B. ein Partikel, entlangbewegt („Flugbahn“).
<b>Transposone</b>	Umgangssprachlich als „springende Gene“ bezeichnet, die ihre Position innerhalb eines Genoms ändern können.
<b>Triplikat</b>	Entspricht drei Replikaten.
<b>Tropfkörper</b>	Dem Rieselbettreaktor ähnelnde Füllkörperpackung mit Mikroorganismenbewuchs, die mit Prozeßwasser beaufschlagt wird (Berieselung) und wo die Abluft den Tropfkörper im Gegenstrom passiert.
<b>Tween 80</b>	Markenbezeichnung einer oberflächenaktiven Substanz (Polysorbat), die als Emulgator wirkt.

# U

<b>U-Test</b>	Ein nichtparametrisches statistisches Verfahren.
---------------	--

# V

<b>Venturi-Effekt</b>	Verringerungen von Strömungsquerschnitten führen aus Kontinuitätsgründen zur Beschleunigung der Strömung. Dadurch verursachte Abrisse von Flüssigkeitsanteilen an einer wasserbenetzten Oberfläche können zur Aerosolbildung beitragen, vergleichbar mit der Gischt über den Wellenkämmen.
<b>Vorläufersubstanz</b>	Siehe <i>precursor</i> .



## W

<b>Wandverluste</b>	Verluste von gasgetragenen Partikeln, die Röhren durchströmen und (a) diffusionsbedingt eine Ablagerung an Röhrenoberflächen erfahren und/oder (b) impaktionsbedingt an Röhrenoberflächen verloren gehen.
<b>Waschwasser</b>	Wasser, das (zumeist) rezirkulierend zum Auswaschen von Abluftinhaltsstoffen in der biologischen Abluftreinigung eingesetzt wird (siehe Prozeßwasser). Es dient gleichermaßen der Verbreitung von Mikroorganismen und zur Aufrechterhaltung der mikrobiologischen Aktivität durch Transport und Verteilung von Nährstoffen. Es ist damit essentieller Bestandteil der mikrobiellen Ökologie (Biofilme) in den Anlagen.
<b>Wilcoxon-Test</b>	Ein nichtparametrisches statistisches Verfahren.
<b>Wirkungsgrad</b>	Der Wirkungsgrad beschreibt die Differenz der Konzentration eines oder mehrerer definierter Abluftinhaltsstoffe vor und nach der Abluftreinigung, bezogen auf die Konzentration des Stoffes bzw. der Stoffe im Rohgas.
<b>Wolkenkondensationskerne</b>	Aerosolpartikel an denen Wasserdampf kondensiert und dadurch Tröpfchen gebildet werden.

## Z

<b>Zoonose</b>	Alle Infektionen, die auf natürlichem Weg direkt oder indirekt zwischen Tieren und Menschen übertragen werden können.
----------------	---

# Danksagungen

Mein Dank gilt der damaligen Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Niedersachsen, vertreten durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Oldenburg (BR Deutschland), die als Auftragnehmer eines von der Europäischen Union und dem Land Niedersachsen geförderten Projektes 5b (1994 - 1999) agierte und die Untersuchungen über Wirkungsgrade von ausgewählten biologischen Abluftreinigungsanlagen der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung anstieß. Meinen Dank möchte ich außerdem der Dr. Siemers Umwelttechnik GmbH, Lönningen/Benstrup (BR Deutschland) zu Teil werden lassen, ohne die Messungen an einer zusätzlichen Anlage nicht möglich gewesen wären.

Den ehemaligen Mitarbeitern des Instituts für Tierhygiene, Tierschutz und Nutztierethologie der Tierärztlichen Hochschule Hannover (BR Deutschland) Michael Schröder und Karl-Heinz-Linkert danke ich für die unermüdliche technische Unterstützung bei den Meßkampagnen in den Anlagen I bis III, wie auch Frau Slaby, Frau Sember und Frau Born für die stets gewährte labortechnische Mithilfe bei den mikrobiologischen Untersuchungen und Endotoxin-Analysen.

Zu Dank verpflichtet bin ich auch gegenüber Frau Dr. Ross von der LUFA Oldenburg und Herrn Dr. Siemers für die zur Verfügungstellung stallspezifischer Begleitdaten.

Besonderer Dank ergeht ebenfalls an Frau Dr. Verspohl vom Institut für Mikrobiologie und Tierseuchen der Tierärztlichen Hochschule Hannover (BR Deutschland), die wohlwollend eine Vielzahl von nicht gerade tiermedizinisch typischen Waschwasserproben mikrobiell untersucht hat.

Bei Herrn Prof. Hartung vom Institut für Tierhygiene, Tierschutz und Nutztierethologie der Tierärztlichen Hochschule Hannover (BR Deutschland) möchte ich mich für die Anvertraung der Untersuchungen bedanken, deren Ergebnisse dieser Arbeit zugrundeliegen.

Nicht zu vergessen auch die Dankesverpflichtungen gegenüber den Anlagenbetreibern, die erst durch ihre Willkommensbereitschaft die Untersuchungen in den Anlagen ermöglichten.

Ein außerordentlich großes Bedürfnis ist es mir außerdem, Herrn Prof. Carlowitz vom Institut für Umweltwissenschaften, Technische Universität (TU) Clausthal (BR Deutschland), zu danken. Erst seiner Fürsprache wegen wurde mir die Möglichkeit eröffnet, diese Dissertationsschrift an der TU Clausthal einreichen zu können. In diesem Zusammenhang darf nicht unerwähnt bleiben, daß mich schließlich das Dekanat der Fakultät für Energie- und Wirtschaftswissenschaften, TU Clausthal, ermutigt hat, mein Promotionsgesuch anzuzeigen. Ohne diese kollegiale Wertschätzung und Zuvorkommenheit aller an der TU Clausthal Beteiligten wäre ich als externer Antragsteller sicher nicht so weit gekommen. Ein großes Dankeschön dafür.



# Nachtrag

Im Nachgang zu den in dieser Dissertationsschrift präsentierten Ergebnisse seien folgende Quellen ergänzend und beispielhaft genannt:

BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG (2013a): Abschlussbericht im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Prüfung und Bewertung der biologischen Sicherheit von anerkannten Abluftreinigungsanlagen in der Nutztierhaltung“, Kurztitel: BioAluRein, 201 S., [http://download.ble.de/07UM003/07UM003\\_BioAbluftRein\\_AB.pdf](http://download.ble.de/07UM003/07UM003_BioAbluftRein_AB.pdf)

BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG (2013b): Wissenschaftliche Begutachtung der Untersuchungsergebnisse im Zusammenhang mit dem Projekt „BioAluRein“, zusammengestellt von Univ.-Prof. Dr. Wolfgang Dott und Prof. Dr. med. Gerhard Andreas Wiesmüller, 51. S., [http://download.ble.de/07UM003/07UM003\\_BioAbluftRein\\_Wissenschaftliche\\_Begutachtung.pdf](http://download.ble.de/07UM003/07UM003_BioAbluftRein_Wissenschaftliche_Begutachtung.pdf)

CLAUSS, M.; SCHULZ, J.; STRATMANN-SELKE, J.; DECIUS, M.; HARTUNG, J. (2013): Abscheidung von „Livestock-associated“ Methicillin-resistenten *Staphylococcus aureus* (LA-MRSA) aus der Abluft zweier Mastschweineställe mit einem Rieselfilter und einer dreistufigen Abluftreinigungsanlage. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift*, 126, 137-142.

DECIUS, M. (2016): Prüfung der Funktionsweise und Effizienz einer biologischen Abluftreinigungsanlage unter Praxisbedingungen im Hinblick auf das Rückhaltevermögen für Bioaerosole. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, BR Deutschland, 125 S.

HABIG, C.; HARTUNG, J.; KEMPER, N. (2015): Reduction efficiencies for bio-aerosols by biological air cleaning systems installed within piggeries. *Proceedings of the 17<sup>th</sup> International Congress on Animal Hygiene*, 07-11 June 2015, Košice, Slovakia, 119-120.

VAN DER HEYDEN, C.; DEMEYER, P.; VOLCKE, E.I.P. (2015): Mitigating emissions from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: State-of-the-art and perspectives. *Biosystems Engineering*, 134, 74-93.

WALSER, S.M.; BRENNER, B.; WUNDERLICH, A.; TUSCHAK, C.; HUBER, S.; KOLB, S.; NIESSNER, R.; SEIDEL, M.; HÖLLER, C.; HERR, C.E. (2017): Detection of *Legionella*-contaminated aerosols in the vicinity of a bio-trickling filter of a breeding sow facility - A pilot study. *The Science of the Total Environment* 575, 1197-1202.

Ferner: Die in der Dissertationsschrift genannten VDI-, DIN-Dokumente o.ä. können seit Februar 2012 Änderungen (z.B. überarbeitet, zurückgezogen) erfahren haben und stellen daher nicht unbedingt den aktuellen Stand dar.

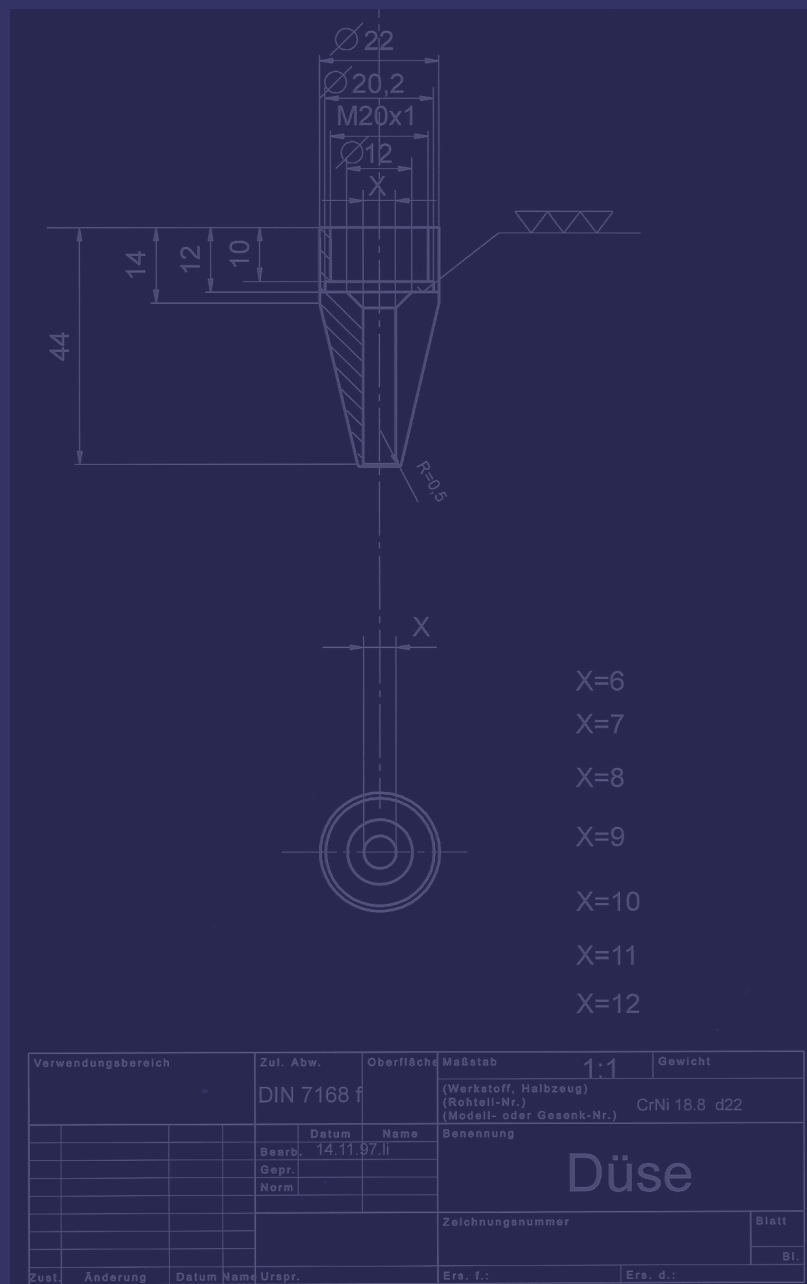












ISBN 978-3-86948-566-9